



**TESE DE DOUTORADO**

**Aplicação de técnicas químicas para mitigação da  
eutrofização e seus efeitos nos organismos  
planctônicos**

**Fernanda Monicelli Câmara Brito**





**UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO NORTE  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA**

**TESE DE DOUTORADO**

**Aplicação de técnicas químicas para mitigação da eutrofização e seus  
efeitos nos organismos planctônicos**

**Fernanda Monicelli Câmara Brito**

**Natal/RN  
Janeiro/2024**

**Fernanda Monicelli Câmara Brito**

**Aplicação de técnicas químicas para mitigação da eutrofização e seus  
efeitos nos organismos planctônicos**

Tese de doutorado apresentada ao  
programa de Pós-Graduação em  
Ecologia da Universidade Federal do  
Rio Grande do Norte.  
Orientação: Vanessa Becker  
Co-orientação: Juliana Deo Dias

Natal/RN  
Janeiro/2024

Universidade Federal do Rio Grande do Norte - UFRN  
Sistema de Bibliotecas - SISBI

Catálogo de Publicação na Fonte. UFRN - Biblioteca Setorial Prof. Leopoldo Nelson - Centro de Biociências - CB

Brito, Fernanda Monicelli Câmara.

Aplicação de técnicas químicas para mitigação da eutrofização e seus efeitos nos organismos planctônicos / Fernanda Monicelli Câmara Brito. - 2024.

158 f.: il.

Tese (doutorado) - Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Centro de Biociências, Programa de Pós-graduação em Ecologia. Natal, RN, 2024.

Orientação: Profa. Dra. Vanessa Becker.

Coorientação: Profa. Dra. Juliana Deo Dias.

1. Cianobactérias - Tese. 2. Fitoplâncton - Tese. 3. Floc & Sink - Tese. 4. Floc & Lock - Tese. 5. Mitigação - Tese. 6. Zooplâncton - Tese. I. Becker, Vanessa. II. Dias, Juliana Deo. III. Título.

RN/UF/BSCB

CDU 561.232

**Fernanda Monicelli Câmara Brito**

**Aplicação de técnicas químicas para mitigação da eutrofização e seus efeitos nos organismos planctônicos**

Tese de doutorado apresentada ao  
programa de Pós-Graduação em  
Ecologia da Universidade Federal do  
Rio Grande do Norte para obtenção do  
título de Doutor em Ecologia.

**BANCA EXAMINADORA**

---

Profa. Dra. Vanessa Becker (Orientadora)  
Universidade Federal do Rio Grande do Norte (UFRN)

---

Profa. Dra. Juliana Deo Dias (Coorientadora)  
Universidade Federal do Rio Grande do Norte (UFRN)

---

Dra. Marcela Aparecida Campos Neves Miranda  
Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais

---

Dra. Mariana Rodrigues Amaral Da Costa  
University of Pannonia, Hungria

---

Prof. Dr. José Neuciano Pinheiro De Oliveira  
Instituto Federal do Ceará

---

Profa. Dra. Hérika Cavalcante Dantas Da Silva  
Universidade Federal do Rio Grande do Norte (UFRN)

*Tese dedicada à  
Nossa Senhora desatadora de Nós,  
Meu esposo,  
Meus pais.*

*“Educação não transforma o mundo.  
Educação muda pessoas.  
Pessoas transformam o mundo.”*  
Paulo Freire

## **AGRADECIMENTOS**

Agradeço à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior pela concessão dos 21 meses de bolsa. Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico pelo suporte financeiro através dos projetos “Mitigação e controle de florações de cianobactérias e fertilização interna em mananciais do semiárido brasileiro” (n. 437618/2018-8-CNPq) da Dra. Fabiana Araújo, e “Qualidade da disponibilidade hídrica e proposição de técnicas de mitigação frente às mudanças climáticas na região semiárida brasileira” (Projeto Universal-CNPq n. 407783/2016-4) da Prof<sup>a</sup> Dra. Vanessa Becker.

À Universidade Federal do Rio Grande do Norte, pelos anos de casa. Educação pública, de qualidade e gratuita. Ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia, pelos ensinamentos e recursos, a todos os professores que compõem o programa e ao secretário Ledilson, a excelência da PPgECO é graças ao esforço de todos vocês. Tenho muito orgulho de poder ter feito parte da UFRN e do PPgECO.

Às minhas bancas de seminários, qualificação e defesa: Renata de Fátima Panosso, Ali Kemal Ger, Marcela Aparecida Campos Neves Miranda, José Neuciano Pinheiro de Oliveira, Hérica Cavalcante Dantas da Silva e Mariana Rodrigues Amaral da Costa. Obrigada por aceitarem os convites e por todas as contribuições muito válidas, sempre com zelo, respeito e atenção.

Aos professores que fizeram parte das minhas trajetórias acadêmicas anteriores, que também me trouxeram até aqui: André Luis Calado Araújo, Marco Antônio Calazans Duarte e Karina Patrícia Vieira da Cunha.

À empresa BQMIL pela concessão dos calcários bege e branco e aos professores Carlos Alberto Paskocimas e José Luiz de Attayde (Coca) pelo intermédio com a empresa. À Hydroscience pela disponibilização do Phoslock<sup>®</sup>, à Bauminas Química e a Companhia de Águas e Esgotos do Rio Grande do Norte pela concessão do Cloreto de PoliAlumínio. Empresas que apoiam e incentivam a ciência fazem toda diferença, muito obrigada.

Ao Laboratório de Microbiologia Aquática - LAMAQ da UFRN, especialmente nas pessoas da Prof<sup>a</sup> Renata de Fátima Panosso e Prof Ali Kemal Ger, pelo apoio e disponibilização de equipamentos, laboratório e materiais no capítulo 3 e no capítulo que

não está aqui, mas que foi feito durante a tese. Agradeço também aos alunos Ingrid, Gustavo, Doroth e Pedro, este último em especial por toda ajuda com o zooplâncton.

Ao Laboratório de Recursos Hídricos e Saneamento (LARHISA), onde fiz todos os meus experimentos, análises e onde pude ficar trabalhando nestes últimos 4 anos.

Aos técnicos de laboratório Radmila, Nilton, Sandro e Aline. Por me ajudarem sempre que possível e colaborarem na logística do experimento do capítulo 3.

À Dona Celia, que cuida de nós e se preocupa sempre. Seu carinho, cuidado, respeito, dedicação e amizade fazem com que nossa convivência no LARHISA seja muito melhor. Somos agraciados por ter a senhora conosco. Obrigada também por ter acendido as luzes todos os dias durante os 2 meses de experimento e por sempre orar por mim.

Aos motoristas que nos levaram para as coletas, em especial Lidiênio, que sempre fazia o máximo para facilitar nossa vida.

Aos queridos pescadores: Seu Targino, Seu Manelzinho, Ivan, Juscelino e Raposa, vocês nos levam aos reservatórios e nos ajudam sempre e sempre, deixando muitas vezes de lado seus trabalhos para irem conosco nas canoas. Ah, e obrigada também pelos lanchinhos, frutas e por sempre ligar para avisar que o “açude pegou água” Seu Targino, o senhor tem lugar especial no meu coração. Vocês são peças fundamentais em nosso trabalho e se tornam amigos.

À minha orientadora e grande amiga, Vanessa Becker. Só quem é seu orientando sabe o prazer que é ter você para nos guiar. Você é generosa, forte, inteligente, dedicada, sensível, uma líder nata, um exemplo de integridade e trabalho. Quando pensei em te escolher lá atrás no mestrado me disseram “Vanessa é uma leoa”. Estavam certos. Uma leoa-mãe que luta e faz de tudo pelos seus filhos científicos. Vanessa é escuta e porta aberta, é acolhimento, é esperança, é firmeza, é com quem contar. Obrigada por todos os ensinamentos, conselhos, escuta, incentivo, apoio, confiança e preocupação. São 6 anos de história e eu não poderia ter escolhido alguém melhor, hoje mais que uma orientadora você é amiga e parte da minha vida. Espero honrar o teu trabalho e ser um dia metade do que és!

À minha coorientadora, Juliana Deo Dias, que aceitou nos ensinar e aprender com a gente ao longo desses quatro anos, nos apoiando sempre que o projeto precisou mudar.

À Fabiana Oliveira Araújo, colaboradora de todos os meus artigos, e amiga. O que seria do ELISA sem você? Aliás, o que seria dessa tese sem você? Fabiana é apoio certo. Disponível mesmo quando tem tudo para dar conta. Nunca ouvi um não seu, você sempre esteve e está presente em cada pequeno detalhe. Você é aquela que a gente sabe que faz

acontecer, porque você se importa e ama a pesquisa e a ciência. Competente, dedicada, disponível e com um coração gigante. Obrigada por acreditar em mim e me salvar sempre, admiro e me espelho muito em você como pessoa e profissional!

Ao grupo “Estudos Limnológicos no Semiárido” - ELISA, nas pessoas de: Carlos Pontes, Gabriel Cunha, Gabriel, Joana, Jessica, Juciane, Raissa, Mayara, Rayane, Augusto, Amanda, Denise, Iranilton, Guilherme, Caio, Carlos, Giulliana, Maricota, Fabiana, Herika, Vanessa e de todos aqueles que vieram antes de mim. Com menção honrosa aos meus colegas de apartamento em Aracaju, em especial à Carlos meu amigo e irmão. Ganhei minha dupla de presente desde o primeiro dia do doutorado e você esteve comigo em tudo, sofremos e celebramos juntos, muito obrigada por tudo.

O ELISA é uma grande família. Aqui aprendemos a fazer ciência e pesquisa com dedicação, ética e amor. No ELISA aprendemos a trabalhar em equipe, a sermos generosos, a sairmos da nossa zona de conforto, a ajudar um colega. Nesses 6 anos fui para campo, para laboratório, para congresso, chorei, sorri, suei, aprendi, ensinei, fiz amigos. Eu não tinha ideia da grande escolha que eu fazia quando entrei nesse grupo, é raro encontrar um ambiente acolhedor e sem competição dentro do mundo acadêmico. Deus foi bom comigo e me presenteou vocês. Sem vocês tudo seria muito mais difícil e essa tese não seria a mesma.

Aos amigos pessoais dos grupos Lulus, Libertê e do IFRN. A amizade de vocês é suporte e felicidade em momentos difíceis, colo e acolhida. Obrigada pela torcida e apoio que sempre tive em cada um.

Aos meus familiares de sangue e de coração, avôs e avós, tias, tios, sogro, sogra, primos, primas e sobrinhos e sobrinha. A lista é grande, assim como o amor. Vejo, e aprendi com vocês, exemplos de dedicação, ética e honestidade. Amo todos e tenho muito orgulho de ser parte dessas famílias.

Àos meus pais, Franciso Fernandes de Brito e Maria Aparecida Câmara Lima de Brito. Do primeiro passo ao colorir um livro, ao último, ao defender uma tese, vocês sempre foram os meus maiores incentivadores, aqueles que nunca duvidaram nem por um minuto e que fizeram o possível e o impossível para que eu chegasse até aqui. Essa vitória é para vocês, que sempre me disseram que esse seria o meu maior tesouro. Todos os dias acordo e luto por vocês. Amo vocês.

Ao meu marido, companheiro, amigo e amor da vida toda, Pericles André Andrade Alves. Nesses 12 anos você acompanhou todos os meus passos, acreditando em todos e em cada um deles. Obrigada pelo apoio, paciência, incentivo, força e amor. “O

terceiro é o da sorte, acredita”, nem sempre era, mas a sua confiança era tanta que parecia ser. Hoje, essa vitória também é sua, é nossa, mais um degrau da nossa história e na luta pelos nossos sonhos. Te amo.

À minha mãe do céu, Nossa Senhora, Maria mãe de Deus, por abrir todas as portas e desatar todos os nós. “Nunca se ouviu dizer que algum daqueles que recorreram à vossa proteção, imploraram vossa assistência, reclamaram vosso socorro, fosse por vós desamparado”. Eu vejo o teu cuidado em tudo, Mãe.

À Deus pai, Deus Filho e Deus Espírito, obrigada pelas bênçãos, por ter me dado todas as pessoas citadas acima, por ter me dado forças quando pensei não ter. Para Ti, toda honra e glória.

## SUMÁRIO

AGRADECIMENTOS.....	1
LISTA DE FIGURAS.....	6
LISTA DE TABELAS.....	9
APRESENTAÇÃO DA TESE.....	10
RESUMO.....	13
ABSTRACT.....	15
INTRODUÇÃO GERAL.....	17
<i>Mitigação da eutrofização</i> .....	19
<i>Geoengenharia e produtos</i> .....	21
<i>Efeitos da geoengenharia no plâncton</i> .....	25
<i>Mudanças climáticas e semiárido</i> .....	29
OBJETIVO GERAL.....	30
CAPÍTULO 1.....	31
CAPÍTULO 2.....	74
CAPÍTULO 3.....	103
CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	130
MATERIAL SUPLEMENTAR.....	144

## LISTA DE FIGURAS

### Introdução geral

**Figura 1** Fluxograma da tese com a sequência de capítulos, seus títulos e seus respectivos objetivos .....12

### Capítulo 1

**Figure 1** Schematic methodology for research selection and screening of article.....36

**Figure 2** Temporal trend of published scientific articles from 1974 to 2020. Data for 2020 are incomplete due to the date the survey was carried out (July, 6).....39

**Figure 3** Keywords cluster analysis of the 136 selected scientific articles. The size of the circles represents the number of articles that used the respective keyword, while the width of the lines indicates the strength of the connection between the words.....40

**Figure 4** Distribution of the numbers of results of the scientific articles by technique, according to experimental design. AE=artificial aeration; AG=Algaecide; DD=Dredging; FL= “Floc & Lock”; FS= “Floc & Sink”; US= Ultrasound. ....41

**Figure 5** Distribution of the numbers of results of the scientific articles by technique, according to duration of the experiment. Short term = up to 3 days; Medium term = between 3 days to 123 days; Long term = between 184 days to 24 years. d= day; y= year; AE=artificial aeration; AG=Algaecide; DD=Dredging; FL= “Floc & Lock”; FS= “Floc & Sink”; US= Ultrasound.....42

**Figure 6** Distribution of the number of results per technique isolated (a) and combined (b). AE=artificial aeration; AG=Algaecide; CB = contention barrier; DD=Dredging; ED = electric discharge; FL= “Floc & Lock”; FS= “Floc & Sink”; LS=Light shading; MR = mechanic.....43

**Figure 7** Distribution of results of phytoplankton (a) and zooplankton (b) by main taxonomic groups. ....45

**Figure 8** Effects of the main chemical and physical techniques on phytoplankton, in different parameters. Biom = Biomass; Biovol = Biovolume; Pop = Population growth; Abun = abundance; Surv = Survival; Diver = Diversity; Rich = Richness.....46

**Figure 9** Effects of the main techniques on zooplankton, in different parameters. Biom = Biomass; Biovol = Biovolume; Pop = Population growth; Abun = abundance; Surv = Survival; Diver = Diversity; Rich = Richness.....51

## Capítulo 2

Graphical abstract of Floc & Sink results.....	76
<b>Figure 1</b> -Location of studied reservoirs, Boqueirão de Parelhas and Dourado.....	81
<b>Figure 2</b> Scheme of the experimental design of the application of the Floc & Sink (F&S) technique. PAC = Polyaluminium chloride.....	84
<b>Figure 3</b> Results of Floc & Sink in the Boqueirão de Parelhas reservoir. a) pH; b) humic substances (abs 254); c) chlorophyll-a (chl-a). PAC: Polyaluminum chloride; PLA: Planosol; BL: Beige Limestone; WL: White Limestone. Red dashed line: initial values found in the water. The values above the black line represent the values at the top of the graduated cylinders and the values below the black line represent the values at the bottom of the graduated cylinders. The letters represent the equality or difference of the parameters between the treatments at the top or bottom.....	85
<b>Figure 4</b> Results of Floc & Sink in the Dourado reservoir. a) pH; b) humic substances (abs 254); c) chlorophyll-a (chl-a). PAC: Polyaluminum chloride; PLA: Planosol; BL: Beige Limestone; WL: White Limestone. Red dashed line: initial values found in the water. The values above the black line represent the values at the top of the graduated cylinders and the values below the black line represent the values at the bottom of the graduated cylinders. The letters represent the equality or difference of the parameters between the treatments at the top or bottom.....	86
<b>Figure 5</b> Results of total biomass and relative biomass of phytoplankton by functional group (MBFG) after the application of floc and sink in different reservoirs. a) Total phytoplankton biomass per functional group in the Boqueirão reservoir; b) Total phytoplankton biomass per functional group in the Dourado reservoir. PAC: Polyaluminum chloride; PLA: Planosol; BL: Beige Limestone; WL: White Limestone. Red dashed line: initial values found in the water.....	87
<b>Figure 6</b> Results of removal percentage after the Floc & Sink experiment. a) Removal percentage of humic substances; b) Removal percentage of chlorophyll-a (chl-a); c) Removal percentage of phytoplankton biomass; PAC: Polyaluminum chloride PLA: Planosol; BL: Beige Limestone; WL: White Limestone.....	88

### Capítulo 3

- Figura 1** – Localização do reservatório Boqueirão de Parelhas.....110
- Figura 2** Delineamento experimental do Floc & lock. PAC: Policloreto de alumínio; Cal bege = calcário bege; OD= Oxigênio dissolvido; subs. Húmicas= substâncias húmicas; FRS= Fósforo Reativo Solúvel;  $\text{NO}_3^-$ =Nitrato; PT=Fósforo Total; Chl-*a*=clorofila-*a*...112
- Figura 3** Resultados do Floc & lock ao longo do tempo para as variáveis de: a) pH; b) Temperatura; c) OD (oxigênio dissolvido); d) Abs 254 (substâncias húmicas). PAC=Policloreto de Alumínio; BML=Bentonita Modificada com Lantânio; CB=Calcário Bege. A linha vermelha representa o valor das condições iniciais (T0).....114
- Figura 4** Resultados do Floc & lock ao longo do tempo para as variáveis de: a) Turbidez; b) Chl-*a* (clorofila-*a*); c) FRS (Fósforo Reativo Solúvel); d) Porg (Fósforo Orgânico); e) PT (Fósforo Total); f)  $\text{NO}_3^-$  (Nitrato). PAC=Policloreto de Alumínio; BML = Bentonita Modificada com Lantânio; CB = Calcário Bege. A linha preta representa o limite para o estado eutrófico de acordo com Thorton & Rast (1993). A linha vermelha representa o valor das condições iniciais (T0).....116
- Figura 5** Resultados da taxa de liberação de fósforo reativo solúvel (FRS) nos dias 32 (a) e 47 (b). As letras representam a diferença ou igualdade estatística mostrada pelo teste de Tukey. PAC=Policloreto de Alumínio; BML = Bentonita Modificada com Lantânio; CB=Calcário Bege.....117

## LISTA DE TABELAS

### Capítulo 1

**Table 1** Summary of the effects of physical and chemical techniques on different parameters of phytoplankton. In parentheses is the number of recorded results. DE= Decrease; IN=Increase; NE=No effect; (-) = Not Applicable; N= number of results; AG= Algaecide application; AE= Aeration; DD= Dredging; FS = “Floc & Sink”; FL = “Floc & Lock”; LS = Light Shading; US= Ultrasound. In brackets the number of results; the percentage.....47-50

**Table 2** Summary of effects of physical and chemical techniques on different parameters of zooplankton. In parentheses is the number of recorded results. DE= Decrease; IN=Increase; NE=No effect; (-) = Not Applicable; N= number of results; AG= Algaecide application; AE= Aeration; DD= Dredging; FS = “Floc & Sink”; FL = “Floc & Lock”; LS = Light Shading; US= Ultrasound. ....52-53

### Capítulo 2

**Table 1** Initial characterization of water parameters in the reservoirs used in this study..82

**Table 2** Classification of phytoplankton species according to functional groups based on morphology (MBFG; Kruk et al., 2010 and Reynolds et al., 2014) in the Boqueirão and Dourado reservoirs.....89-90

### Capítulo 3

**Tabela 1** - Características da água no mês de coleta e do sedimento do reservatório Boqueirão de Parelhas.....110

## APRESENTAÇÃO DA TESE

Este trabalho foi realizado na Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Programa de Pós-Graduação em Ecologia, sob a orientação da professora Dra. Vanessa Becker (UFRN), e coorientação da professora Dra. Juliana Deo Dias (UFRN). Além disso, foi realizado com colaboração da Dra. Fabiana Oliveira Araújo no projeto “Mitigação e controle de florações de cianobactérias e fertilização interna em mananciais do semiárido brasileiro” (n. 437618/2018-8-CNPq). O presente trabalho também foi realizado com o apoio do projeto “Qualidade da disponibilidade hídrica e proposição de técnicas de mitigação frente às mudanças climáticas na região semiárida brasileira” (Projeto Universal-CNPq n. 407783/2016-4) e com o apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) - Código de Financiamento 001.

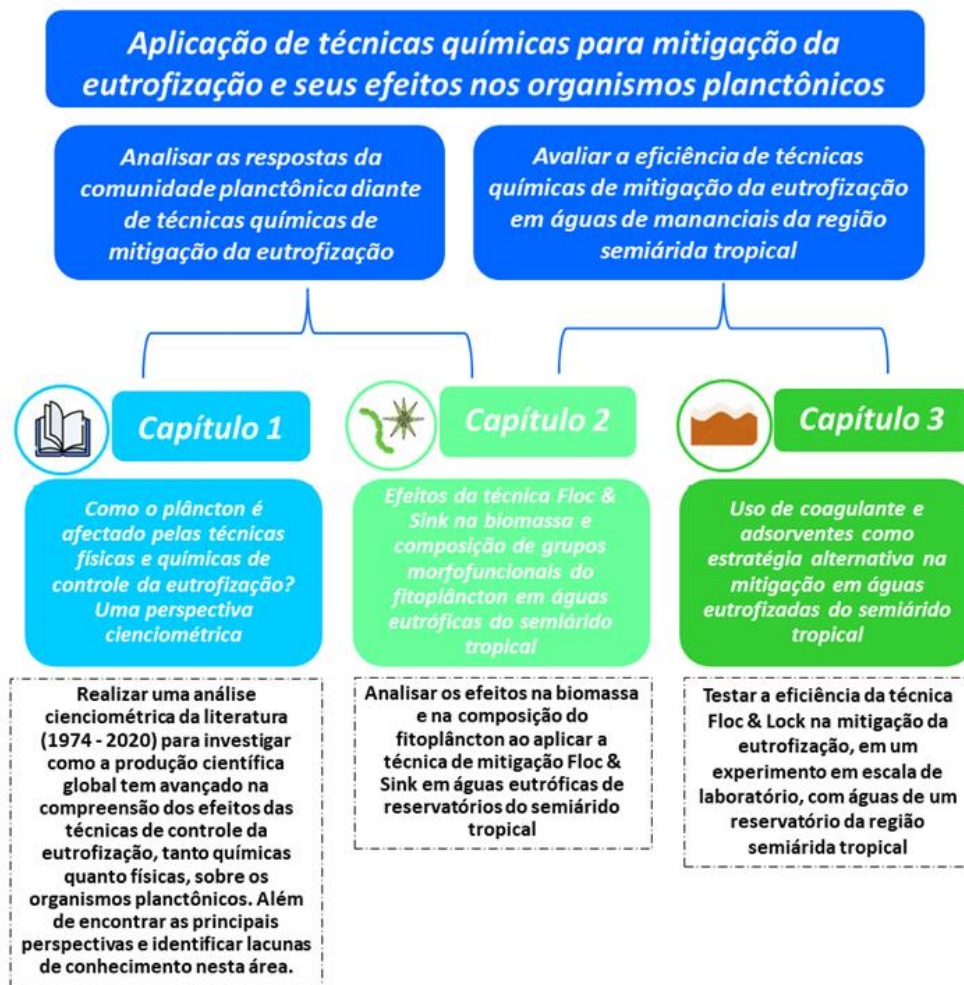
O objetivo geral desta tese foi analisar as respostas da comunidade planctônica diante de técnicas químicas de mitigação da eutrofização, avaliando sua eficiência em águas de mananciais da região semiárida tropical. Os capítulos 1 e 2 responderam a primeira parte do objetivo, relacionado ao efeito das técnicas no plâncton. Os capítulos 2 e 3 responderam a segunda parte do objetivo referente à eficácia da técnica (Figura 1).

O primeiro capítulo intitulado “*How is plankton affected by physical and chemical eutrophication control techniques? A scientometric perspective*” foi submetido à revista *Environmental Science and Pollution Research*. Neste capítulo foi realizada uma análise cientiométrica da literatura para observar o efeito de técnicas químicas e físicas para o controle da eutrofização em organismos planctônicos (fitoplâncton e zooplâncton) em ambientes eutróficos. A avaliação abrangeu a produção bibliométrica de 1974 a 2020, buscando avançar nas lacunas do conhecimento existentes.

O segundo capítulo, entitulado “*Effects of the Floc & Sink technique on the biomass and composition of phytoplankton morpho-functional groups in eutrophic waters from tropical semiarid region*”, foi submetido para a revista *Hydrobiologia*. O objetivo deste estudo foi analisar os efeitos da técnica de mitigação de ‘Floc & Sink’ (F&S) na biomassa e na composição do fitoplâncton em águas eutróficas de dois reservatórios da região semiárida tropical, em uma escala experimental. Utilizamos a abordagem funcional dos Grupos Funcionais Baseados em Morfologia (MBFG), que leva em consideração características morfológicas do fitoplâncton (Kruk *et al.*, 2010). Com esta abordagem é

possível avaliar quais os mecanismos adaptativos são mais resistentes à coagulação/floculação e sedimentação. Nossa hipótese foi que grupos com presença de vesículas de gás e mucilagem (MBFG III, VII e VIII) seriam mais difíceis de sedimentar, e portanto, mais resistentes à remoção da biomassa pela técnica de F&S. O experimento foi realizado em microcosmos (300 mL) com um tempo de sedimentação de 2 horas, com a aplicação de materiais de lastro naturais, visando uma potencial alternativa econômica para a remoção da biomassa algal.

O terceiro capítulo intitulado “*Uso de coagulante e adsorventes como estratégia alternativa na mitigação em águas eutrofizadas do semiárido tropical*”, teve como objetivo testar a eficiência da técnica *Floc & Lock* (F&L) na mitigação da eutrofização em um experimento em escala de laboratório, com águas de um reservatório da região semiárida tropical. Este estudo hipotetizou que a técnica é capaz de remover a biomassa algal, imobilizar o fósforo presente no sedimento, diminuindo a fertilização interna e que a combinação do Cloreto de PoliAlumínio (PAC) + 50% de Bentonita modificada com lantânio (BML) + 50% Calcário Bege (CB) é tão eficiente quanto a utilização de apenas PAC+BML. Essa combinação é uma alternativa com um potencial mais econômico em uma futura aplicação de escala real devido ao alto preço da BML, que seria reduzido ao utilizar o CB. Para este experimento foram utilizados um coagulante químico (PAC) e materiais com potencial de adsorção de fósforo (BML) e (CB). O experimento foi realizado em laboratório por 47 dias em tubos de PVC, contendo água e sedimento. Este capítulo será submetido à revista *Water Research*.



**Figura 1** Fluxograma da tese com título, objetivo geral, sequência de capítulos e seus respectivos títulos e objetivos.

## RESUMO

A geoengenharia compreende à técnicas químicas de mitigação da eutrofização, que objetivam manipular o ciclo biogeoquímico do fósforo. As técnicas *Floc & Sink* e *Floc & Lock* formam a geogenharia e tem sido muito estudadas acerca de seus efeitos na qualidade da água, entretanto, existem poucos estudos sobre os efeitos dessas técnicas nos organismos planctônicos (fitoplâncton e zooplâncton). Diante disso, o objetivo geral dessa tese foi analisar as respostas da comunidade planctônica diante de técnicas químicas de mitigação da eutrofização, avaliando sua eficiência em águas de mananciais da região semiárida tropical. O primeiro capítulo teve por objetivo realizar uma análise cientiométrica da literatura para observar o efeito de técnicas químicas e físicas de controle da eutrofização em organismos planctônicos em ambientes eutróficos, avaliando a produção bibliométrica e determinando às lacunas de conhecimento existentes. Os resultados mostraram que essas técnicas têm sido bastante estudadas e tem ocorrido mais interesse nelas ao longo dos anos. Apesar disso, poucos estudos focam nos efeitos das técnicas no plâncton. Os efeitos da técnica em outros grupos fitoplanctônicos, além das cianobactérias e no zooplâncton são pouco abordados e ainda não está claro como essas técnicas agem nesses organismos, sendo uma das lacunas encontradas no primeiro capítulo. Além disso, estudos que observem os efeitos ao longo do tempo, mostrando a sucessão da comunidade planctônica e em mesocosmos são minoria e também precisam ser analisados. No geral, todas as técnicas químicas removeram a biomassa ou o biovolume das cianobactérias, ao contrário das técnicas físicas que tiveram resultados conflitantes e inconclusivos. Os poucos estudos após a aplicação da técnica mostram efeitos positivos na diversidade do fitoplâncton após o *Floc & Sink* e um aumento na riqueza após o *Floc & Lock* e a aeração. Todas as técnicas afetaram negativamente o zooplâncton, diminuindo a biomassa, sobrevivência ou abundância desses organismos. Diante disso, algumas destas lacunas buscaram ser respondidas nos capítulos seguintes, focados na técnica química da geoengenharia, que vêm ganhando destaque nas publicações científicas da última década. A técnica tem como objetivo manipular o ciclo biogeoquímico do fósforo (P), removendo o P particulado (biomassa algal) por sedimentação, e o P dissolvido da água por adsorção e capeamento do sedimento. A técnica utiliza a combinação de coagulante e materiais (naturais ou modificados) para sedimentação. Dessa forma, o capítulo dois analisou os efeitos na biomassa e composição fitoplanctônica, ao aplicarmos a técnica de mitigação *Floc & Sink* (*F&S*), em águas eutrofizadas de reservatórios da região semiárida tropical. Para este objetivo foi utilizada uma abordagem funcional que aborda as características morfológicas do fitoplâncton (*Morphology-Based Functional Groups – MBFG*). A técnica foi capaz de remover a biomassa algal com adição do coagulante (Cloreto de PoliAlumínio – PAC) mais lastro (PAC+Planosso; PAC+Calcário Bege e PAC+Calcário Branco), e observamos seus efeitos nos grupos funcionais. Os grupos com mecanismo de resistência à sedimentação (*MBFG VIII*) não conseguiram sedimentar com o uso isolado do coagulante, especialmente devido à presença dos aerótopos. O grupo *MBFG VII*, devido à presença da bainha de mucilagem, não sedimentou, diferente do grupo *MBFG IV*, que por não possuir características especializadas sedimentaram com apenas o uso do coagulante. O grupo *MBFG V* em contato apenas com o PAC aumentou e o grupo *MBFG VI*, apesar da sua parede de sílica, não apresentou diferenças estatísticas na remoção do grupo. As clorofíceas e criptofíceas (grupos *MBFG IV* e *V*) são consideradas alimentos de alta qualidade, portanto, é importante observar a palatabilidade e o valor nutricional das espécies fitoplanctônicas, após o ensaio do *Floc & Sink*, pois influencia diretamente no

fluxo de energia para os demais níveis tróficos. Portanto, os lastros naturais são capazes de sedimentar a biomassa algal combinados com coagulantes e podem ser utilizados como alternativa aos produtos comerciais de valores elevados. O terceiro capítulo teve por objetivo testar a eficiência da técnica *Floc & Lock* no controle da eutrofização de água de reservatório da região semiárida, através da redução da liberação de fósforo e remoção da biomassa algal por meio da combinação PAC, Bentonita Modificada com Lantânio (BML) e um material rico em cálcio. Nossos resultados mostraram que a técnica *Floc & Lock* reduziu a liberação do fósforo no sedimento, e removeu a biomassa algal por sedimentação algal, entretanto a técnica não limitou o crescimento fitoplanctônico, já que o grupo controle apresentou reduções nos valores de clorofila-*a*. O tratamento PAC+BML+Calcário Bege foi tão eficaz quanto a utilização sozinha da BML e a combinação do PAC+BML, sendo o calcário bege um material adsorvente promissor para o capeamento do sedimento, como sendo uma alternativa econômica e mais sustentável para o controle da eutrofização. Nosso estudo demonstrou que as técnicas de controle da eutrofização podem afetar o plâncton de diferentes formas, a depender da técnica, do seu princípio e do produto. No caso do fitoplâncton, organismos com mecanismos de resistência à sedimentação podem prejudicar a eficácia do *Floc & Sink*. Além disso, recomendamos o uso de lastros naturais na técnica *Floc & Sink* e da combinação do calcário bege com a BML e com o PAC. Logo, materiais naturais podem ser uma alternativa à produtos comerciais com a mesma eficiência e mais viáveis economicamente.

**Palavras-chave:** cianobactérias; fitoplâncton, *Floc & Sink*; *Floc & Lock*; mitigação; zooplâncton.

## ABSTRACT

Geoengineering comprises chemical techniques to mitigate eutrophication, which aim to manipulate the biogeochemical cycle of phosphorus. The Floc & Sink and Floc & Lock techniques form geoengineering and have been extensively studied regarding their effects on water quality, however, there are few studies on the effects of these techniques on planktonic organisms (phytoplankton and zooplankton). Therefore, the general objective of this thesis was to analyze the responses of the planktonic community to chemical techniques for mitigating eutrophication, evaluating their efficiency in spring waters in the tropical semi-arid region. The first chapter aimed to carry out a scientometric analysis of the literature to observe the effect of chemical and physical techniques for controlling eutrophication on planktonic organisms in eutrophic environments, evaluating bibliometric production and determining existing knowledge gaps. The results showed that these techniques have been extensively studied and there has been more interest in them over the years. Despite this, few studies focus on the effects of the techniques on plankton. The effects of the technique on other phytoplankton groups, in addition to cyanobacteria and zooplankton, are poorly addressed and it is still unclear how these techniques act on these organisms, which is one of the gaps found in the first chapter. Furthermore, studies that observe the effects over time, showing the succession of the planktonic community and in mesocosms are a minority and, also need to be analyzed. Overall, all chemical techniques removed the biomass or biovolume of cyanobacteria. Unlike physical techniques that had conflicting results, with inconclusive results. The few studies following the application of the technique show positive effects on phytoplankton diversity after Floc & Sink and an increase in richness after Floc & Lock and aeration. All techniques negatively affected zooplankton, decreasing the biomass, survival or abundance of these organisms. Given this, some of these gaps sought to be answered in the following chapters, focused on the chemical technique of geoengineering, which has been gaining prominence in scientific publications over the last decade. The technique aims to manipulate the biogeochemical cycle of phosphorus (P), removing particulate P (algal biomass) by sedimentation, and dissolved P from water by adsorption and sediment capping. The technique uses a combination of coagulant and materials (natural or modified) for sedimentation. Chapter two sought to analyze the effects on biomass and phytoplankton composition, when applying the Floc & Sink (F&S) mitigation technique, in eutrophicated waters from reservoirs in the tropical semi-arid region. For this objective, a functional approach was used that addresses the morphological characteristics of phytoplankton (*Morphology-Based Functional Groups* –MBFG). The technique was able to remove algal biomass with the addition of coagulant (PolyAluminum Chloride – PAC) plus ballast (PAC+Planosso; PAC+Beige Limestone and PAC+White Limestone), and we observed its effects on the functional groups. The groups with a sedimentation resistance mechanism (MBFG VIII) were unable to sediment with the isolated use of the coagulant, especially due to the presence of aerotopes. The MBFG VII group, due to the presence of the mucilage sheath, did not sediment, unlike the MBFG IV group, which, as it did not have specialized characteristics, sedimented with just the use of the coagulant. The MBFG V group in contact only with the PAC increased and the MBFG VI group, despite its silica wall, did not show statistical differences in the removal of the group.

Chlorophytes and cryptophytes (MBFG groups IV and V) are considered high quality foods, therefore, it is important to observe the palatability and nutritional value of phytoplankton species, after the Floc & Sink test, as it directly influences the flow of energy to the other trophic levels. Therefore, natural ballasts are capable of sinking algal biomass combined with coagulants and can be used as an alternative to high-value commercial products. The third chapter aimed to test the efficiency of the Floc & Lock technique in controlling the eutrophication of reservoir water in the semi-arid region, by reducing the release of phosphorus and removing algal biomass through the combination of PAC, Lanthanum Modified Bentonite (LMB) and a material rich in calcium. Our study demonstrated that eutrophication control techniques can affect plankton in different ways, depending on the technique, its principle and the product. In the case of phytoplankton, organisms with mechanisms of resistance to sedimentation can impair the effectiveness of Floc & Sink. Furthermore, we recommend the use of natural ballasts using the Floc & Sink technique and the combination of beige limestone with BML and PAC. Therefore, natural materials can be an alternative to commercial products with the same efficiency and more economically viable.

**Keywords:** cyanobacteria; phytoplankton, Floc & Sink; Floc & Lock; mitigation; zooplankton.

## INTRODUÇÃO GERAL

### *Eutrofização e fertilização interna*

A perda da biodiversidade é um dos principais problemas ambientais do globo, tendo como consequência a redução a eficiência das comunidades de capturar recursos, produzir biomassa, decompor e reciclar nutrientes, afetando diretamente a estabilidade e as funções dos ecossistemas (Cardinale *et al.*, 2012; Johnson *et al.*, 2017). Nos ecossistemas aquáticos, a eutrofização é uma das principais responsáveis da perda da biodiversidade, afetando dos produtores primários aos predadores de topo, e sendo uma grave ameaça aos ecossistemas lacustres em todo o mundo (Dodds *et al.*, 2009).

A eutrofização é um processo natural que ocorre nos ecossistemas aquáticos, mas que tem sido acelerado pelas atividades humanas (Le Moal *et al.*, 2019). Este processo consiste no aumento da produtividade primária, através do enriquecimento excessivo de nutrientes, principalmente fósforo (P) e nitrogênio (Paerl, 2006; Smith; Schindler, 2009). As fontes desses nutrientes podem ser externas pontuais (Lürling; Waajen; De Senerpont Domis, 2016), como esgoto doméstico, bem como de fontes externas difusas, como agricultura e pecuária (Le Moal *et al.*, 2019). Além disso, há a fonte interna de P, onde há a ciclagem desse nutriente dentro do lago e a liberação deste macronutriente acumulado no sedimento (Lürling *et al.*, 2016; Sondergaard; Jensen; Jeppesen, 2001). Este processo é um dos responsáveis pela manutenção dos sintomas da eutrofização quando as fontes externas são reduzidas ou ausentes (Sondergaard; Jensen; Jeppesen, 2001).

Entre as principais consequências da eutrofização encontram-se a proliferação de algas, em especial as cianobactérias, alta turbidez, depleção de oxigênio dissolvido e mortalidade de peixes (Dodds *et al.*, 2009; Paerl; Huisman, 2009; Schindler *et al.*, 2008). As cianobactérias são potencialmente produtoras cianotoxinas, que quando liberadas na água, são prejudiciais à saúde humana e animal (Carmichael *et al.*, 2001; Lürling; Faassen, 2012). Logo, essa proliferação pode afetar o uso dos corpos hídricos, afetando a utilização para abastecimento humano, irrigação, pesca e recreação, e consequentemente resultando em perdas econômicas (Lürling *et al.*, 2016; Smith; Schindler, 2009).

Essa liberação depende de algumas condições, algumas variáveis importantes nesse processo são: oxigênio, pH e temperatura (Cavalcante *et al.*, 2021; Søndergaard; Jensen; Jeppesen, 2003; Sondergaard; Jensen; Jeppesen, 2001). Na presença do oxigênio,

o hidróxido de ferro III ( $\text{Fe}(\text{OH})_3$ ) precipita com o fosfato, imobilizando o fósforo e o deixando-o indisponível para ser assimilado pelos produtores primários (Amirbahman *et al.*, 2003). Já em ambientes anóxicos, o  $\text{Fe}(\text{OH})_3$  é reduzido a  $\text{Fe}^{2+}$ , e o P é liberado na coluna d'água (Lake *et al.*, 2007). Este processo é conhecido como a liberação clássica de fósforo. Além disso, a oxidação do sedimento pode impedir a dissolução de minerais estáveis e bloquear a força de troca de material sedimento-água (Wu *et al.*, 2014).

O pH também atua de forma direta no processo liberação-sorção de fósforo, pois interfere nas propriedades de carga superficial nas partículas de sedimento (Illés; Tombácz, 2006) e na quantidade de íons disponíveis na água, geralmente ferro, alumínio e cálcio (Jiang *et al.*, 2008). A liberação de P dos sedimentos pode ocorrer tanto em condições de pH ácidas, quanto em condições alcalinas: em pH's elevados geralmente há a liberação de fósforo ligado ao alumínio e também ao ferro, já em pH's ácidos há a liberação do fósforo ligado ao cálcio (Wu *et al.*, 2014). Isso ocorre pois em pH's alcalinos haverá a competição entre os íons hidroxila e os íons fosfato ligados a esses metais (Dong; Yang; Liu, 2011), e em pH baixo geralmente há a dissolução do cálcio e da apatita, pois o  $\text{OH}^-$  é um competidor mais forte do que o fosfato (Wang *et al.*, 2015). Entretanto, em pH's alcalinos essa liberação é potencializada e mais favorável, logo há maiores taxas de liberação de fósforo (Cavalcante *et al.*, 2021; Wu *et al.*, 2014).

Por sua vez, a temperatura aumenta a taxa de difusão do fósforo da água intersticial para a água sobrejacente (Cheng *et al.*, 2020; Søndergaard *et al.*, 2007), acelera os processos químicos, como o da mineralização da matéria orgânica, liberando o fósforo presente e aumentando o consumo de oxigênio (Jiang *et al.*, 2008). Outros efeitos possíveis da temperatura são: a influência na solubilidade do oxigênio, podendo alterar a estratificação dos lagos e possibilitando condições de anoxia (Mosley, 2015) diminuindo a camada superficial oxidada do sedimento e podendo induzir a liberação clássica de P (Wu *et al.*, 2014). Sendo assim, o aumento da temperatura aumenta as taxas de liberação de fósforo do sedimento para a coluna d'água (Cavalcante *et al.*, 2021; Cheng *et al.*, 2020; Wu *et al.*, 2014).

No Brasil, e em especial no semiárido, muitos reservatórios usados para abastecimento de água sofrem com proliferações de cianobactérias (Amorim; Dantas; Moura, 2020; Braga; Becker, 2020; Costa *et al.*, 2009; Moura; Aragão-Tavares; Amorim, 2018; Panosso *et al.*, 2007; Soares *et al.*, 2013). Os reservatórios do semiárido são

ambientes naturalmente vulneráveis à eutrofização devido ao alto tempo de residência da água, balanço hídrico negativo, volumes hídricos baixos, elevadas temperaturas, intensificando o acúmulo e a concentração de nutrientes, além de passarem por constantes períodos de secas (Barbosa *et al.*, 2012). Os eventos de seca têm intensificado os sintomas da eutrofização (Cortez *et al.*, 2022; Rocha Junior *et al.*, 2018; Santos; Silva; Becker, 2021; Wiegand *et al.*, 2021), pois as secas levam à redução do nível da água, concentrando nutrientes (Brasil *et al.*, 2016; Costa; Attayde; Becker, 2016; Jeppesen *et al.*, 2015) e levando ao aumento da turbidez. As previsões climáticas para a região semiárida são de secas cada vez mais comuns e mais intensas (Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas, 2019; Marengo *et al.*, 2009).

No semiárido, a fertilização interna mantém a eutrofização, já que não há entrada externa de nutrientes durante o período de seca e a liberação do fósforo do sedimento se torna a principal fonte (Cavalcante *et al.*, 2021). Essa liberação pode ser potencializada no semiárido devido às suas características naturais como as altas temperaturas da região e pH alcalinos (Barbosa *et al.*, 2012; Cavalcante *et al.*, 2021).

Dessa forma, diante da problemática enfrentada pelos ecossistemas aquáticos eutrofizados, em especial no semiárido, se faz necessário medidas de mitigação. Essas medidas envolvem tanto cessar as fontes externas, quanto a fonte interna, pois não levar em consideração a carga interna do fósforo pode levar ao fracasso na mitigação da eutrofização de lagos. Logo, além de reduzir o aporte externo são necessárias ações de mitigação dentro do lago, para um controle eficaz da eutrofização (Hilt *et al.*, 2006; Lürling; Waajen; De Senerpont Domis, 2016).

### *Mitigação da eutrofização*

Existem várias técnicas físicas, químicas e biológicas para controlar a eutrofização e acabar com a proliferação de cianobactérias (Jančula; Marsálek, 2011). As técnicas físicas também são chamadas de medidas de engenharia (Estrada; Di Maggio; Diaz, 2011) e abrangem vários métodos, os mais comuns são aeração, dragagem e ultrassom. A aeração tem por objetivo injetar oxigênio no sistema para auxiliar a decomposição da matéria orgânica (Visser *et al.*, 2016). Várias formas de aeração são empregadas, incluindo mistura artificial, aeração/oxigenação metalimnética e hipolimnética e aeração de sedimentos (Cowell *et al.*, 1987; Visser *et al.*, 2016). A dragagem objetiva a retirada

do sedimento superficial rico em fósforo para controle da fertilização interna, mas seus efeitos demoram a ser percebidos (Jing *et al.*, 2019; Lürling *et al.*, 2017; Morgan; Rate; Burton, 2012). No caso do ultrassom a ideia é concentrar a energia das ondas sonoras, induzindo um processo denominado cavitação acústica, a técnica provoca ruptura de vesículas de gás, inibição da fotossíntese e destruição de membranas celulares (Holm *et al.*, 2008; Jong Lee; Nakano; Matsumura, 2000; Rajasekhar *et al.*, 2012).

As técnicas biológicas são muito estudadas, principalmente a biomanipulação (Jeppesen *et al.*, 2012). A biomanipulação pode ser feita através da inserção ou remoção de organismos, como peixes, macrófitas e macroinvertebrados com o intuito de desencadear uma cascata trófica e diminuir a produtividade primária (Pinto; Antunes, 2020). Efeitos *Top down* consistem no efeito de cima para baixo, ou seja, a inserção de organismos de topo de cadeia. Um exemplo é a inserção dos peixes piscívoros (ou mesmo a remoção dos peixes zooplânctívoros), que vão diminuir a população de peixes que se alimentam de zooplâncton, aumentando o número de zooplâncton de grande porte e seu pastoreio no fitoplâncton (Jeppesen *et al.*, 2012). Os efeitos *Bottom up* consistem nos efeitos de baixo para cima da cadeia, um exemplo é a remoção dos peixes bentívoros, que por possuírem revolverem o sedimento liberam nutrientes, logo a sua remoção diminui a liberação de P do sedimentos, controlando o crescimento fitoplanctônico (Jeppesen *et al.*, 2012; Dantas *et al.*, 2018; Araújo *et al.*, 2015). Além disso, em algumas regiões existe também a presença dos peixes onívoros, que se alimentam de organismos em mais de um nível trófico, como zooplâncton e fitoplâncton e perifíton (González-Bergonzoni *et al.*, 2012). Assim, os peixes onívoros atuam de maneira dupla: reduzindo o fitoplâncton, mas também diminuindo a predação do zooplâncton, tendo efeitos positivos ou negativos na biomassa algal (Vadeboucoeur *et al.*, 2005; Attayde *et al.*, 2010; Menezes *et al.*, 2010).

As técnicas químicas envolvem em sua maioria o uso de algicidas ou a manipulação do ciclo biogeoquímico do P (Álvarez-Manzaneda; De Vicente, 2017; Lürling; Waajen; De Senerpont Domis, 2016; Noyma *et al.*, 2016). O uso de algicidas para remover cianobactérias tem sido empregado há muito tempo (Jančula e Marsálek 2011), e sua eficácia para remover biomassa e biovolume de cianobactérias foi comprovada (Bauzá *et al.* 2014; Lürling; Tolman, 2014; Shen *et al.* 2014; Lürling; Tolman, 2014; Shen *et al.* .2019). Entretanto, a técnica pode promover a liberação de

cianotoxinas ao danificar as paredes celulares (Barrington; Reichwaldt; Ghadouani, 2013; Bauzá *et al.*, 2014; Coloma *et al.*, 2017; Jančula; Marsálek, 2011; Merel *et al.*, 2013).

A geoengenharia tem ganhado destaque nos últimos anos e é uma técnica química que tem por objetivo manipular o ciclo biogeoquímico do fósforo, sendo uma técnica de controle *bottom-up* (Lürling *et al.*, 2016; Lürling; Mucci, 2020). Essa técnica traz como princípio, promover uma rápida recuperação do ecossistema aquático, controlando as florações de cianobactérias em curto prazo (Spears *et al.*, 2014; Douglas *et al.*, 2016; Lürling *et al.*, 2016). Dentro da geoengenharia existem duas metodologias (Lürling *et al.*, 2016; Lürling; Mucci, 2020): o *Floc & Sink* (Noyma *et al.*, 2016; 2017) e o *Floc & Lock* (Lürling; Oosterhout, 2013). A técnica *Floc & Sink* tem como objetivo remover o fósforo particulado (biomassa algal). O uso de um coagulante desestabiliza as partículas suspensas na água, promovendo a formação de flocos e, que será associado ao uso de lastros para auxiliar na sedimentação, aumentando o peso destes flocos formados (Pan; Chen; Anderson, 2011). No *Floc & Lock*, além das etapas de floculação e sedimentação da biomassa algal, é feita a inativação do fósforo no sedimento, através do uso adsorventes (em substituição aos lastros) que se ligam ao fosfato, bloqueando o seu retorno para a coluna d'água (Lürling *et al.*, 2016).

### *Geoengenharia e produtos*

As técnicas de *Floc & Sink* (F&S) e o *Floc & Lock* (F&L) geralmente utilizam a combinação de coagulante (para o processo de floculação) e materiais (naturais ou modificadas) como lastro e/ou adsorvente, para sedimentação e/ou adsorção, respectivamente (Lürling *et al.*, 2020). Desta forma, o objetivo é depositar a biomassa intacta no fundo dos reservatórios sem causar a lise celular e de forma que fósforo permaneça ligado ao P, não estando mais biodisponível (Lucena-Silva *et al.*, 2019; Noyma *et al.*, 2016, 2017).

Dentre os coagulantes, os mais usados são à base de alumínio, como por exemplo, o Cloreto de PoliAlumínio (PAC). O PAC é muito utilizado nos experimentos e aplicações reais de *Floc & Sink* e *Floc & Lock* devido a sua alta eficiência em uma dose baixa e em uma ampla variedade de condições (Araújo *et al.*, 2018a; Cavalcante *et al.*, 2022; Drummond *et al.*, 2022; Lürling; Oosterhout, 2013b; Miranda *et al.*, 2017; Noyma *et al.*, 2016; Song *et al.*, 2021). O PAC é um polímero catiônico pré-polimerizado e

inorgânico, contendo íons de alumínio que por sua vez são carregados positivamente e fornecem uma eficiência elevada de coagulação (Zarchi *et al.*, 2013). Esse coagulante é um composto metálico, que tem uma eficiência alta na redução da turbidez, além de agir bem, geralmente até um pH de 8 (Araújo *et al.*, 2018a; Habtemariam *et al.*, 2021).

Comparado a outros coagulantes químicos à base de alumínio e ferro, o PAC, tem outras vantagens: reduz menos o pH, consegue boa eficiência em doses baixas e não causa lise celular (Julio *et al.*, 2010; Lucena-Silva *et al.*, 2019; Miranda *et al.*, 2017). Além disso, o Cloreto de PoliAlumínio também possui uma capacidade, mesmo que pequena, de sorção de P (Drábková; Admiraal; Maršálek, 2007; Łopata *et al.*, 2013). Ainda, a utilização de PAC deixa menos alumínio residual, e em pH neutro ou em águas com boa capacidade de tamponamento, é um método seguro e nenhum dano grave ao meio ambiente foi encontrado, apenas em pH abaixo de 5,5, onde o alumínio é solúvel e, portanto, tóxico para a biota aquática (Jančula; Marsálek, 2011).

Com relação aos adsorventes (que também atuam como lastros, auxiliando o processo de sedimentação dos flocos), eles podem ser classificados em quatro grandes grupos, de acordo com o tipo de material: minerais, solos ou partículas que ocorrem naturalmente; materiais produzidos sinteticamente; argilominerais ou solos modificados; e produtos de mineração, processamento mineral e subprodutos industriais (Douglas *et al.*, 2016). Os diversos adsorventes possuem uma ampla gama de capacidades de adsorção de P, variando de menos de  $1 \text{ mg P g}^{-1}$  até mais de  $100 \text{ mg P g}^{-1}$  (Lürling *et al.*, 2016).

Um dos materiais adsorventes mais utilizados e estudado é a bentonita modificada com lantânio (BML), com nome comercial Phoslock<sup>®</sup> (Douglas *et al.*, 2016). A bentonita modificada com lantânio foi desenvolvida pela CSIRO Austrália para remover P dissolvido e particulado da coluna de água e formar uma camada reativa no fundo para interceptar e se ligar ao fósforo liberado do sedimento (Douglas, 2002). A BML é formada pela montmorilonita, um mineral de cargas negativas, adicionado de lantânio incorporado na sua estrutura, que se liga ao fosfato por meio da troca catiônica (Lürling; Waajen; Van Oosterhout, 2014; Reitzel; Balslev; Jensen, 2017). O fosfato precipita com o lantânio, formando o rabdofano que é considerado um elemento estável (Haghseresht; Wang; Do, 2009; Spears *et al.*, 2013), e posteriormente se transforma em monazita (Dithmer *et al.*, 2016).

A BML pode ser utilizada juntamente com coagulantes e seus efeitos combinados comprovam que essa adição aumentou a sedimentação das algas, diminuiu a concentração de fosfato na coluna d'água e impediu a liberação de P do sedimento (Araújo *et al.*, 2018b; Lürling; Oosterhout, 2013b; Miranda *et al.*, 2017). Mesmo com as comprovações de sua alta eficiência, o uso da bentonita modificada se torna difícil em escala real em países subdesenvolvidos por ser um produto caro (Mucci *et al.*, 2018). Dessa forma, materiais naturais têm sido testados como alternativa à BML e se mostrado promissores na mitigação dos ecossistemas aquáticos, removendo florações de cianobactérias e adsorvendo o fósforo (De Magalhães *et al.*, 2017; Miranda *et al.*, 2017; Monicelli *et al.*, 2021; Mucci *et al.*, 2018; Noyma *et al.*, 2016).

Dentre os materiais naturais mais estudados estão os solos, as bauxitas e as zeólitas que estão nas proximidades dos corpos hídricos, por serem materiais que ocorrem amplamente, de fácil coleta e baixo custo de transporte (Douglas *et al.*, 2016). Os adsorventes de P com maiores capacidades de adsorção são geralmente à base de Ca, Fe e/ou Al (Douglas *et al.*, 2016). Por isso, materiais à base de cálcio se mostram promissores, como calcários, carbonatos e calcários dolomíticos que tem sido usados para adsorção de P em águas naturais e residuárias (Douglas *et al.*, 2016; Han *et al.*, 2022; Lu *et al.*, 2023; Wu *et al.*, 2022; Xu *et al.*, 2022). Essa aplicação de adsorventes de  $\text{Ca}^{2+}$  é mais bem sucedida quando os lagos possuem água com alta alcalinidade e alto pH, pois é quando os compostos precipitados de fosfato e cálcio são mais estáveis (Lürling *et al.*, 2016).

A escolha do coagulante e do lastro deve ser baseada na segurança, custos, disponibilidade e eficácia (Lürling *et al.*, 2020). Logo, para atestar a utilização dos materiais adsorventes é necessário: testar a sua eficiência em condições ambientais realistas e condizentes com os ambientes aquáticos; observar o seu custo-benefício, pois mesmo que um solo natural não tenha a mesma eficiência que materiais modificados, ele ainda pode ser uma alternativa viável; e testar a sua segurança, uma vez que o material não deve causar nenhum efeito indesejado nos organismos aquáticos (Douglas *et al.*, 2016; Mucci *et al.*, 2018). A toxicidade desses materiais depende de sua composição química e origem e a abordagem mais adequada seria realizar testes usando água e biota coletados do sistema de destino para destacar possíveis efeitos colaterais (Copetti *et al.*, 2015; Douglas *et al.*, 2016). Ensaios laboratoriais são, portanto, um pré-requisito antes

da aplicação em campo, e o primeiro passo será demonstrar eficácia e segurança sob condições controladas em laboratório, como experimentos para produzir isotermas de sorção (Spears *et al.*, 2013). Após isso, testar em laboratório os adsorventes em condições realistas, analisando as suas interações físico-químicas, e posteriormente passando para experimentos maiores em escala de campo e por fim em escala de ecossistema (Lürling *et al.*, 2016; Mucci *et al.*, 2018).

Vários fatores podem afetar a capacidade de sorção dos adsorventes, sejam eles naturais ou modificados. Alguns desses fatores são: substâncias húmicas, pH e alcalinidade (Lürling; Waajen; Van Oosterhout, 2014; Monicelli *et al.*, 2021; Mucci *et al.*, 2018; Reitzel; Balslev; Jensen, 2017; Ross; Haghseresht; Cloete, 2008). As substâncias húmicas geralmente possuem concentrações mais elevadas em ambientes eutróficos (Ekvall *et al.*, 2013). Por sua vez, elas podem interferir no processo de adsorção de fósforo, diminuindo o potencial de adsorção (Lürling; Waajen; Van Oosterhout, 2014; Reitzel; Balslev; Jensen, 2017) e interferindo da técnica do *Floc & Lock*. Experimentos de curto e longo prazo comprovaram menor remoção de fósforo na presença de substâncias húmicas na água e nos adsorventes (Monicelli *et al.*, 2021; Lurling *et al.*, 2014). Isso ocorre, pois as substâncias húmicas possuem predominância de cargas negativas, que formam complexos se ligando às cargas positivas presentes no adsorvente, dificultando fisicamente a precipitação dos compostos com o P (Lürling; Waajen; Van Oosterhout, 2014). Por isso, as substâncias húmicas são uma variável importante durante o processo de inativação do fósforo na água e no sedimento, diminuindo a capacidade de sorção do material, podendo levar a necessidade maiores dosagens de adsorventes (Lürling; Waajen; Van Oosterhout, 2014; Reitzel; Balslev; Jensen, 2017).

O pH também está ligado ao sucesso ou fracasso da inativação do fósforo. Em um pH mais elevado há a presença de mais grupos carregados negativamente, pois haverá mais perda dos íons  $H^+$  (desprotonação), que contribuirão com cargas negativas para o meio e também para a carga negativa geral dos adsorventes (Schlesinger; Bernhardt, 2013; Reitzel *et al.*, 2017). Logo, em pH mais elevados a técnica tende a ser menos eficiente, pois há a troca de 1  $PO_4^{3-}$  por 3  $OH^-$  (Mucci *et al.*, 2018; Ross; Haghseresht; Cloete, 2008; Steinberg, 2011). A BML, por exemplo, apesar de remover fosfato em uma faixa de pH de 5 à 9, é mais eficaz na remoção de fósforo da água em valores de pH entre 5 e 7, o que pode ser atribuído à precipitação dos hidróxidos de lantânio (Ross;

Haghseresht; Cloete, 2008). O mesmo ocorre com o solo vermelho do Brasil que apresenta maior de adsorção de fósforo sob condições de pH mais baixo e uma diminuição da sorção com um aumento do pH (Mucci *et al.*, 2018). Isso ocorre, pois acima de pH 8 há o aumento a concentração de íons hidroxila na solução pela transferência de H<sup>+</sup> da argila para a água, promovendo o desenvolvimento de cargas negativas na superfície do adsorvente, e conseqüentemente uma maior repulsão e competição entre fosfato e hidroxila pelos sítios de ligação (Dai; Pan, 2014; Mucci *et al.*, 2018; Ross; Haghseresht; Cloete, 2008).

Em lagos de água dura, o pH é alto e a condutividade também, possuindo geralmente mais Ca<sup>2+</sup> (Reitzel; Balslev; Jensen, 2017). A alcalinidade interfere na eficácia da técnica através de outros aniões que competem com o fosfato pelos sítios de ligação no adsorvente (Reitzel *et al.*, 2013; Copetti *et al.*, 2016). Entretanto, quando há altas concentrações de substâncias húmicas e alta alcalinidade, os íons Ca<sup>2+</sup> reduzem as cargas negativas, podendo fazer com que íons positivos se complexem com as substâncias húmicas, diminuindo assim a inibição ocasionada pelas mesmas, reduzindo o efeito das substâncias húmicas sobre a técnica (Dithmer *et al.*, 2016; Reitzel *et al.*, 2017).

#### *Efeitos da geoengenharia no plâncton*

A comunidade planctônica é formada pelo picoplâncton autotótrófico e heterotótrófico (virioplâncton e bacterioplâncton), fitoplâncton, zooplâncton (herbívoros) e ictioplâncton (ovos, larvas, pós-larvas e juvenis de peixes) (Pereira; Soares-Gomes, 2002). Essa comunidade apresenta organismos que possuem locomoção limitada e que são transportados pelo movimento da água. O plâncton é de vital importância em toda a cadeia aquática, pois é responsável pela transferência de energia e matéria para níveis tróficos superiores e também atuam diretamente no ciclo dos nutrientes (Pereira; Soares-Gomes, 2002; Reynolds, 2006). Além disso, os organismos planctônicos podem responder, em um curto período de tempo, às mudanças na qualidade da água, podendo ser considerados bioindicadores (Richardson, 2008; Suthers; Rissik, 2009).

As comunidades mais estudadas geralmente são o fitoplâncton e o zooplâncton. O fitoplâncton é grupo de organismos, em sua maioria, fotossintetizantes que possuem diferentes estratégias adaptativas para seu crescimento, sobrevivência e reprodução no ecossistema aquático (Reynolds, 2006). Por serem fotossintetizantes dependem da

captação de luz e por isso, junto às macrófitas e perifíton, sustentam a base da cadeia trófica aquática, sendo os produtores primários (Reynolds, 2006).

O zooplâncton compõe um elo importante da cadeia trófica e pode ser utilizado como bioindicador de ambientes eutrofizados, pois algumas espécies apresentam alta sensibilidade às mudanças ambientais (Dantas-Silva; Dantas, 2013; Jeppesen *et al.*, 2011). A comunidade zooplanctônica é afetada pelas mudanças no estado trófico, pois em ambientes eutrofizados há a substituição do fitoplâncton palatável (como por exemplo, algas verdes e criptofíceas, com alto valor nutricional), por impalatáveis, como as cianobactérias, nutricionalmente pobres e difíceis de serem ingeridas pelo seu grande tamanho e produção de toxinas (Ger *et al.*, 2016; Kruk *et al.*, 2016; Rangel *et al.*, 2020). A comunidade zooplanctônica compreende a um elo importante entre a produção primária e os níveis tróficos seguintes, portanto qualquer efeito em sua dinâmica populacional pode afetar organismos em níveis tróficos mais baixos e mais altos (Van Oosterhout; Lürling, 2013).

As técnicas de mitigação da eutrofização visam reduzir a biomassa de cianobactérias através da floculação e sedimentação, associados ou não a limitação do crescimento por P (Lürling *et al.*, 2016, 2020). No entanto, outros organismos planctônicos são afetados pelo *Floc & Sink* e pelo *Floc & Lock*. Os impactos e as respostas no plâncton ainda não são bem compreendidos, pois não existem muitos estudos sobre a geoengenharia abordando essa temática.

Mesmo sendo o foco da técnica, o conhecimento sobre seus efeitos no fitoplâncton é limitado, principalmente fora do grupo das cianobactérias (Peng *et al.*, 2019). Apesar de tanto as cianobactérias quanto os demais grupos poderem sedimentar após a aplicação da técnica. Entretanto, as microalgas eucariontes geralmente possuem maior valor nutricional para o zooplâncton e sua sedimentação pode causar impactos na teia trófica, por isso estudos para determinar os efeitos da geoengenharia na remoção de espécies importantes na dieta do zooplâncton são apontados como necessários (Lucena-Silva *et al.*, 2022), observando também seus efeitos na comunidade ao longo do tempo.

A eficiência da geoengenharia pode depender da espécie dominante de cianobactéria presente no corpo hídrico (Miranda *et al.*, 2017). As espécies de fitoplâncton podem determinar o tamanho do floco, espécies filamentosas podem gerar flocos maiores do que coloniais (Gonzalez-Torres; Pivokonsky; Henderson, 2019). Além

disso, as diferentes características das espécies e grupos, como mecanismos de resistência à sedimentação (presença de aerótopos, bainha de mucilagem, flagelos, entre outros), que regulam a posição desses organismos na coluna de água (Padisák; Soróczki-Pintér; Rezner, 2003), podem atrapalhar a eficácia da técnica (Lucena-Silva *et al.*, 2022; Miranda *et al.*, 2017).

Por essa razão, uma avaliação utilizando abordagens morfo-funcionais podem fornecer informações sobre a previsibilidade de espécies de fitoplâncton mais suscetíveis ou resistentes à remoção da coluna d'água por sedimentação, principalmente quando se utilizam produtos para controle da eutrofização como a técnica *Floc & Sink* (F&S) (Lucena-Silva *et al.*, 2022). A abordagem de agrupamentos funcionais baseados em critérios morfológicos e funcionais mensuráveis tem sido amplamente utilizada para explicar e prever as respostas do fitoplâncton às mudanças ambientais, como alterações do estado trófico e mudanças climáticas (Kruk *et al.*, 2010; Izaguirre *et al.*, 2012; Reynolds *et al.*, 2014; Rangel *et al.*, 2016; Segura *et al.*, 2018; Vanderley *et al.*, 2022). O sistema de classificação de Kruk *et al.* (2010), Grupos Funcionais Baseados em Morfologia (MBFG), foi formulado com base em características morfológicas como formato e tamanho celular, presença de mucilagem, flagelos, vesículas de gás e exoesqueleto de sílica.

Os organismos flagelados podem evitar a floculação, devido a sua capacidade de locomoção, nadando para fora dos flocos (Pieterse; Cloot, 1997), sendo a motilidade um fator importante que afeta a mitigação da floração por floculação de argila (Lucena-Silva *et al.*, 2022). No caso das diatomáceas, a sua principal característica é uma estrutura de sílica rígida, fazendo com que essa alga tenha alta densidade e tendo sedimentação natural favorecida (Padisák; Soróczki-Pintér; Rezner, 2003; Reynolds, 2006).

A morfologia das cianobactérias também pode influenciar na eficácia da sedimentação, mas ainda não há um consenso. Colônias de *Microcystis aeruginosa* podem ser mais difíceis de sedimentar do que filamentos de *Raphidiopsis raciborkii* (Miranda *et al.*, 2017), porém, colônias menores como *Aphanocapsa delicatissima*, *Merismopedia glauca* e *Merismopedia tenuissima* podem ser removidas mais facilmente do que grandes cianobactérias filamentosas (Lucena-Silva *et al.*, 2019). A mucilagem parece ser um auxiliar de flutuação, mas os mecanismos não são claros, pois, por um lado,

diminui a densidade do organismo, mas, por outro, aumenta seu tamanho (Padisák; Soróczyki-Pintér; Rezner, 2003).

No caso do *Floc & Lock*, o objetivo é combinar a remoção da biomassa algal com a limitação do fósforo, seja reduzindo diretamente na coluna de água ou através do capeamento do sedimento, impedindo a liberação de P (Douglas *et al.*, 2016; Lürling; Mucci, 2020). A redução da biodisponibilidade de P deve chegar a um ponto em que limite o crescimento de algas, especialmente das cianobactérias (Douglas *et al.*, 2016; Waajen *et al.*, 2016). A técnica de maneira geral se mostra eficaz na redução na proliferação de cianobactérias pela limitação do fósforo (Lang *et al.*, 2016; Lürling; Oosterhout, 2013; Tang *et al.*, 2018; Wang *et al.*, 2016). Em seguida, é esperado que aconteçam mudanças na comunidade fitoplanctônica, diminuindo a dominância e a biomassa de cianobactérias em relação a outras espécies, resultando em uma comunidade de algas mais diversa (Lang *et al.*, 2016; Lürling *et al.*, 2016).

No caso do zooplâncton, as técnicas *Floc & Sink* e *Floc & lock* também podem afetar direta ou indiretamente os organismos, sendo um efeito não esperado da técnica em organismos não-alvo. Esse efeito pode variar de acordo com a maneira como esses animais se alimentam. Como efeito direto, os filtradores, por exemplo, podem acabar ingerindo as partículas de lastro através dos seus filtros, sendo provavelmente os mais afetados tendo seus aparatos filtradores entupidos, especialmente os cladóceros (Van Oosterhout; Lürling, 2011) e os rotíferos (Van Oosterhout; Lürling, 2013). Os não-filtradores, como os copépodos, apesar de serem mais seletivos (Ger *et al.*, 2010; Ger; Panosso, 2011), também podem se alimentar dessas partículas por não conseguirem discernir entre o fitoplâncton e a argila ou se alimentar das partículas de lastro devido a sua floculação juntamente das algas (Leoni *et al.*, 2007). Logo, as argilas suspensas podem afetar a sobrevivência e crescimento do zooplâncton, por interferir nas suas atividades de alimentação (Robinson; Apper; Laine, 2010; Van Oosterhout; Lürling, 2011, 2013), especialmente nos primeiros após a aplicação da técnica pois, a turbidez aumenta inicialmente devido à aplicação dos produtos (Van Oosterhout; Lürling, 2013). Além disso, pode ocorrer a co-precipitação dos organismos com as algas (Schumaker *et al.*, 1993; Leoni *et al.*, 2007).

Como efeito indireto, ao alterar a comunidade fitoplanctônica a técnica altera também a qualidade e quantidade dos recursos alimentares, o que pode limitar o

crescimento do zooplâncton (Spencer; Yeung; Greene, 1983) ou causar efeitos positivos ao disponibilizar melhor alimento. A palatabilidade e estratégia nutricional das espécies fitoplanctônicas influenciam diretamente no fluxo de energia para os demais níveis tróficos (Sterner; Elser, 2002; Ger *et al.*, 2016). Em resumo, os efeitos sobre o zooplâncton podem ser explicados pela adesão das partículas ao seu aparelho de filtração, bem como pela captura dos organismos nos flocos ou pela falta de alimento (Jančula; Maršálek, 2011). Existe uma necessidade mais pesquisas para determinar os efeitos da remoção de espécies essenciais na dieta de herbívoros, bem como os efeitos que isso pode causar na teia trófica e na dinâmica do ecossistema aquático (Lucena-Silva *et al.*, 2022). Sendo assim, a avaliação do impacto das técnicas de mitigação no zooplâncton é importante durante a condução do planejamento de proteção ambiental (Ni *et al.*, 2010).

#### *Mudanças climáticas e semiárido*

A dominância das cianobactérias na comunidade fitoplanctônica tem sido amplamente associada ao aquecimento climático (Paerl & Paul, 2012; Bonilla *et al.*, 2023). Eventos extremos, sejam secas ou chuvas intensas, geram impactos negativos na biodiversidade aquática e são direcionadores da estrutura e dinâmica fitoplanctônica (Huszar; Reynolds, 1997; Nobre *et al.*, 2020). As mudanças climáticas são responsáveis pelas mudanças nos padrões de precipitação, temperatura e velocidade do vento, alterando a magnitude e a frequência dos eventos extremos (Meerhoff *et al.*, 2022).

As secas intensificam a concentração de nutrientes (Cortez *et al.*, 2022; Santos; Silva; Becker, 2021), pois com a diminuição da precipitação e o aumento do tempo de residência há a diminuição do volume, que como consequência irá diminuir a transparência, concentrar nutrientes e, portanto, modificando o habitat (Brasil *et al.*, 2016; Costa; Attayde; Becker, 2016; Jeppesen *et al.*, 2015). Assim, as mudanças na precipitação e nos regimes hidrológicos, previstos para o futuro de acordo pelo Painel Internacional de Mudanças Climáticas (IPCC, 2019), podem afetar a dinâmica e o comportamento dos organismos fitoplanctônicos, promovendo eventos de florações de cianobactérias (Bonilla *et al.*, 2023; Jeppesen *et al.*, 2015; Meerhoff *et al.*, 2022).

As secas serão cada vez mais comuns e mais intensas, especialmente na região semiárida (IPCC, 2019; Marengo *et al.*, 2009). Por sua vez, os lagos do semiárido já são ambientes naturalmente vulneráveis à eutrofização devido ao alto tempo de residência da

água, balanço hídrico negativo, volumes hídricos baixos e elevadas temperaturas, intensificando o acúmulo e a concentração de nutrientes (Barbosa *et al.*, 2012). Além disso, os ambientes semiáridos passam por constantes períodos de secas (Barbosa *et al.*, 2012), que têm intensificado os sintomas da eutrofização (Cortez *et al.*, 2022; Santos; Silva; Becker, 2021; Wiegand *et al.*, 2021). A elevada turbidez no ambiente eutrófico pode levar a substituição de grupos do fitoplâncton que necessitam de alta quantidade de luz, como as algas verdes (Clorofíceas), por cianobactérias, as quais algumas espécies podem ser favorecidas por tolerarem baixa disponibilidade de luz (Braga; Becker, 2020; Yang *et al.*, 2016).

Nas regiões semiáridas, características regionais como solos rasos e vegetação esparsa, predominando a bioma caatiga (Oyama; Nobre, 2004; ANA, 2016). O clima predominante na região é quente, classificado como Bsh (Álvares *et al.*, 2014). A estação chuvosa ocorre de fevereiro a junho, com máximos entre março e abril e demais meses marcados por escassez de chuva, a média pluviométrica anual varia 400-800mm (Medeiros *et al.*, 2015; ANA, 2016).

## **OBJETIVO GERAL**

O objetivo geral desta tese foi analisar as respostas da comunidade planctônica diante de técnicas químicas de mitigação da eutrofização, avaliando sua eficiência em águas de mananciais da região semiárida tropical.

### **Objetivos específicos**

- i) Realizar uma análise bibliométrica da literatura para observar o efeito de técnicas químicas e físicas de controle da eutrofização em organismos planctônicos (fitoplâncton e zooplâncton) em ambientes eutróficos, avaliando a produção bibliométrica, determinando as lacunas de conhecimento;
- ii) Analisar os efeitos na biomassa e composição fitoplanctônica, ao aplicarmos a técnica de mitigação *Floc & Sink (F&S)*, em águas eutrofizadas de reservatórios da região semiárida tropical;
- iii) Avaliar a eficácia da técnica de mitigação *Floc & Lock* no controle da eutrofização (capeamento do sedimento e remoção da biomassa algal).

# CAPÍTULO 1

## HOW IS PLANKTON AFFECTED BY PHYSICAL AND CHEMICAL EUTROPHICATION CONTROL TECHNIQUES? A SCIENTOMETRIC PERSPECTIVE

*Fernanda Monicelli <sup>a\*</sup>, Juliana Deo Dias<sup>b</sup>, Fabiana Araújo<sup>c</sup>, Jéssica Papera<sup>d</sup>, Vanessa  
Becker<sup>e</sup>*



## CAPÍTULO 1

### HOW IS PLANKTON AFFECTED BY PHYSICAL AND CHEMICAL EUTROPHICATION CONTROL TECHNIQUES? A SCIENTOMETRIC PERSPECTIVE

*Fernanda Monicelli<sup>a\*</sup>, Juliana Deo Dias<sup>b</sup>, Fabiana Araújo<sup>c</sup>, Jéssica Papera<sup>d</sup>, Vanessa Becker<sup>e</sup>*

<sup>a</sup> Graduate Program in Ecology, Federal University of Rio Grande do Norte (UFRN), 59078-970, Natal, RN, Brazil, ORCID: 0000-0001-9138-3120

<sup>b</sup> Department of Oceanography and Limnology, Federal University of Rio Grande do Norte (UFRN), 59014-002, Natal, RN, Brazil, ORCID: 0000-0003-2881-3751

<sup>c</sup> Graduate Program in Civil and Environmental Engineering, Technology Center, Federal University of Rio Grande do Norte (UFRN), 59078-970, Natal, RN, Brazil, ORCID: 0000-0001-5803-2601

<sup>d</sup> European Centre of Excellence for Sustainable Water Technology, Wetsus, Oostergoweg 9, 8911 MA Leeuwarden. Delft University of Technology, Department of Biotechnology, Van der Maasweg 9, 2629 HZ Delft, the Netherlands. ORCID: 0000-0002-6418-6962

<sup>e</sup> Department of Civil and Environmental Engineering, Technology Center, Federal University of Rio Grande do Norte (UFRN), 59078-970, Natal, RN, Brazil, ORCID: 0000-0002-7326-4328

**Submetido à Environmental Sciences and Pollution Research**

## Resumo

As técnicas de controle da eutrofização visam principalmente a redução da biomassa de cianobactérias, no entanto, é crucial compreender os efeitos destas técnicas em organismos planctônicos não alvo, uma vez que a dinâmica e estrutura das comunidades ainda não são bem compreendidas. Este estudo teve como objetivo realizar uma análise cientométrica da literatura para observar os efeitos das técnicas químicas e físicas de controle da eutrofização sobre organismos planctônicos em ambientes eutróficos. Também teve como objetivo avaliar a produção bibliométrica e determinar lacunas de conhecimento. A revisão foi realizada nas bases de dados *Scopus* e *Web of Science*. Os artigos encontrados foram triados para que permanecessem apenas aqueles dentro do nosso objetivo. A análise cientométrica foi realizada com amostra final de 136 artigos. As técnicas que continham maior número de estudos foram “*Floc & Sink*”, “*Floc & Lock*” e aplicação de algicida, (métodos químicos); aeração, dragagem e ultrassom (métodos físicos). Houve um aumento no número de publicações de 1974 até julho de 2020, principalmente sobre os efeitos nas cianobactérias. As lacunas encontradas foram estudos sobre a comunidade zooplânctônica e a sucessão da comunidade planctônica, além de experimentos de longo prazo. Todas as técnicas químicas removem biomassa ou biovolume de cianobactérias. Ao contrário da aeração, dragagem e ultrassom, que tiveram resultados conflitantes sem resultados conclusivos. Os poucos estudos sobre a comunidade planctônica mostram efeitos positivos na diversidade do fitoplâncton após a técnica “*Floc & Sink*” e um aumento na riqueza após “*Floc & Lock*” e aeração. Todas as técnicas afetam negativamente o zooplâncton, reduzindo a biomassa, a sobrevivência ou a abundância. No entanto, devido ao número limitado de estudos sobre o zooplâncton, é difícil retirar conclusões definitivas sobre os impactos globais destas técnicas.

**Palavras-chave:** biomassa; cianobactéria; fitoplâncton; zooplâncton.

## Abstract

The eutrophication control techniques primarily target the reduction of cyanobacterial biomass, however, understanding the effects of these techniques on non-target planktonic organisms is crucial, as their dynamics and community structure are still not well understood. This study aimed to perform a scientometric analysis of the literature to observe the effects of chemical and physical eutrophication control techniques on

planktonic organisms in eutrophic environments. Also aimed to evaluate bibliometric production and determine knowledge gaps. The review was carried out using the databases of Scopus and Web of Science. The articles found were screened so that only those within our objective remained. The scientometric analysis was carried out with a final sample of 136 articles. The techniques that contained the largest number of studies were “Floc & Sink”, “Floc & Lock”, and algaecide application, (chemicals methods); aeration, dredging, and ultrasound (physical methods). There was an increase in the number of publications from 1974 until July 2020, especially on cyanobacteria. The gaps found were studies on the zooplankton population and plankton community succession, and long-term experiments. All the chemical techniques remove cyanobacteria biomass or biovolume. Unlike aeration, dredging, and ultrasound, which had conflicting results without conclusive findings. The few studies about the plankton community show positive effects on phytoplankton diversity after the “Floc & Sink” technique and an increase in richness after “Floc & Lock” and aeration. All the techniques negatively affect zooplankton, reducing biomass, survival, or abundance. However, due to the limited number of studies on zooplankton, it is difficult to draw definitive conclusions about the overall impacts of these techniques.

**Keywords:** biomass; cyanobacteria; phytoplankton; zooplankton.

### *1. Introduction*

The first step in controlling cyanobacterial blooms in eutrophic aquatic ecosystems is to halt the input of nutrients from external point sources (Lürling et al. 2016a), such as domestic sewage, as well as from diffuse sources, such as agriculture and livestock (Le Moal et al. 2019). However, even with this measure alone, the recovery of some lakes would take decades due to the internal loading process (Cooke et al., 2005). In addition to reducing the external nutrient input, additional mitigation actions within the lake are necessary to effectively control eutrophication (Hilt et al. 2006; Lürling et al. 2016a).

There are several physical and chemical techniques available to control eutrophication. These methods aim to rapidly reduce cyanobacterial blooms in a short time, leading to improvements in water quality and ensuring access to water for drinking, irrigation, industry, and recreation (Jančula and Marsálek 2011). These can be either

palliative measures that address the consequences of eutrophication or focused on controlling its source and underlying causes (Lürling and Mucci 2020).

Physical techniques, also known as engineering measures (Estrada et al. 2011), encompass various methods such as aeration (surface aeration, metalimnion or hypolimnion oxygenation/aeration), increased water flow, ultrasound, mechanical algae removal, containment barriers, and sediment dredging (Jagtman et al. 1992; Chen et al. 2009; Visser et al. 2016; Norris and Laws 2017). Chemical control techniques involve the addition of chemical compounds or manipulation of biogeochemical cycles, primarily targeting phosphorus. These techniques include geo-engineering approaches (“Floc & Sink”, “Floc & Lock”), algaecide application, and the use of magnetic particles (Lürling et al. 2016a; Noyma et al. 2016; Álvarez-Manzaneda and de Vicente 2017; Miranda et al. 2017).

These mitigation techniques primarily target the reduction of cyanobacterial biomass (Lürling et al. 2016a). However, it is important to consider the potential impact on other planktonic groups (Bishop and Richardson 2018; Sinha et al. 2018). Lucena-Silva et al. (2019) in their study showed that the group of chlorophytes was also affected by the “Floc & Sink” mitigation technique. Alvarez-Manzaneda et al. (2019) showed that different phosphorus adsorbents used in geoengineering technique can immobilize physically and accumulate on the *Daphnia*. Thus, understanding the effects of these techniques on non-target planktonic organisms is crucial, as their dynamics and community structure are still not well understood.

The goal of this study was to perform a scientometric analysis of the literature (1974 - 2020) to investigate how global scientific production has advanced in understanding the effects of eutrophication control techniques, both chemical, and physical, on planktonic organisms. Our study also aimed to find the main perspectives and identify knowledge gaps in this field.

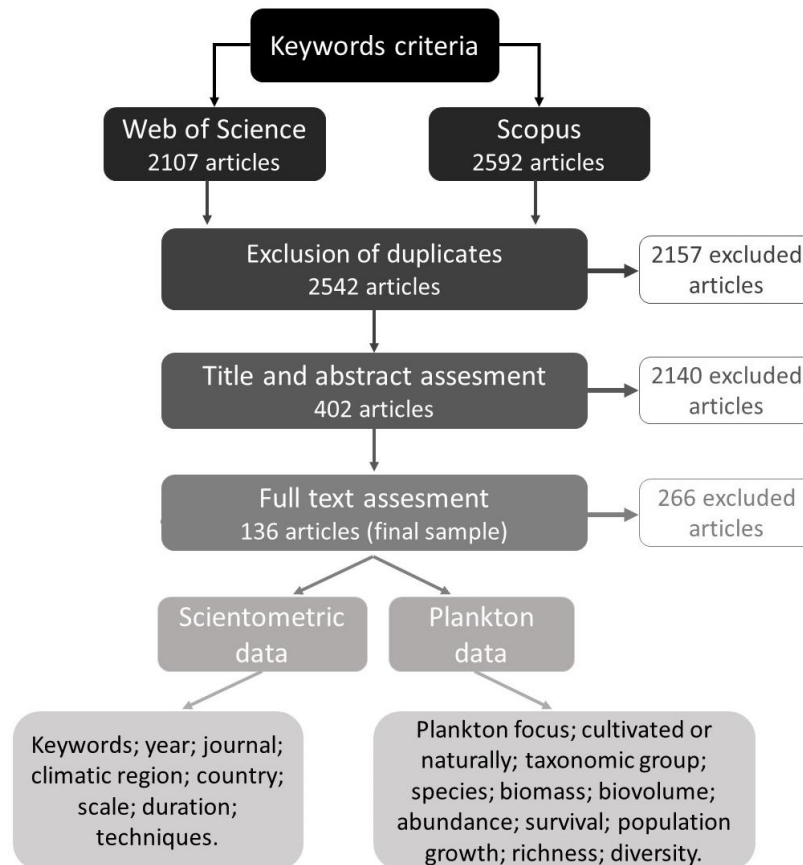
## 2. Methods

### 2.1. Data sources and search criteria

A survey of scientific articles was conducted using the Scopus and Web of Science databases on July 6, 2020, considering the period between 1974 and 2020. The articles were initially selected based on the following keywords: “restoration” OR “mitigation” OR “control”, “eutrophication”, “plankton” OR “phytoplankton” OR “cyanobacteria” OR

“algae” OR “zooplankton”, NOT “biomanipulation” OR “bioremediation”, NOT “estuary”. In this study, biomanipulation studies will not be considered. We found 2542 articles after removing duplicated articles in both databases.

To be included in our study, the article needed to incorporate: a) at least one parameter (eg. biomass, abundance, diversity) related to plankton and/or b) study at least one species or planktonic group. Also, the articles were excluded based on the following criteria: a) studies conducted in non-lentic freshwater environments, and b) non-experimental studies, such as modeling. These inclusion and exclusion criteria were evaluated by reading the title and abstract and then reading the full article (Figure 1). Following the application of these criteria, a total of 136 articles were selected for the study.



**Figure 1** Schematic methodology for research selection and screening of articles.

## 2.2. Data extraction

Scientometric and plankton data were extracted from the final sample of 136 articles. We organized the results according to two approaches: Scientometrics analysis and Plankton analysis, as described below:

I. Scientometric analysis: keywords, year, and journal of publication, climatic region, country, experimental design and duration of the study, and techniques analyzed. We analyzed keywords, year, and journal of publication per number of articles ( $n = 136$ ). The other variables were analyzed by the number of results, therefore, there may be more than one of these variables per article, for example, some articles tested more than one technique, or more than one species, or on different scales, so the sample  $N$  changed for each of the variables. The climatic region ( $n=164$ ) and country ( $n=164$ ) of the water body or phytoplankton strain used. The experimental design ( $n=164$ ) was classified as microcosm (conducted in laboratory bottles up to 5L); mesocosm (carried out in bottles larger than 5L and smaller than the whole lake, either in the laboratory or within the lake); whole lake (when the technique was applied in full scale). The duration ( $n=164$ ) of the study was classified as short ( $<3$  days), medium (between 3 days and 123 days), or long ( $>123$  days).

The techniques analyzed ( $n=145$ ) in the study were divided into three categories: physical, chemical, and combination (involving the use of multiple techniques regardless of the approach). The specific techniques were classified ( $n=146$ ), and for the analysis of plankton data, the focus was placed on the six main techniques that were most frequently studied, in other words, the techniques with the largest number of articles. These techniques are: “Floc & Sink”, algaecide, “Floc & Lock”, aeration, dredging, and ultrasound.

II. Plankton analyses: The articles were categorized based on whether they focused on phytoplankton, zooplankton, or both ( $n=136$ ). Additionally, the classification of the plankton was further specified as either cultivated in a laboratory setting or occurring naturally ( $n=136$ ). When available, taxonomic group ( $n=349$ ) and species (phytoplankton:  $n=198$ ; zooplankton:  $n=36$ ) information were recorded. The analyzed plankton parameters related to the effects of the techniques included: biomass ( $n=194$ ), biovolume ( $n=88$ ), abundance ( $n=196$ ), survival ( $n=34$ ), population growth rate ( $n=61$ ), richness ( $n=28$ ), and diversity ( $n=29$ ). The terminology used by the authors for each

parameter was adopted, and no differentiation between methodologies was made for the analysis of these parameters.

### *2.3. Data analyses*

We used a linear regression model to analyze the temporal trend of scientific articles on the subject. The response variable was the number of published articles and the explanatory variable was the years (1974 to 2020). We checked the homoscedasticity and normality assumptions of the data before doing the linear regression model. The significance level considered was 0.5%. The linear regression model was performed using RStudio 2023.4.3.0.

For the keywords analysis, the software VOSviewer (version 1.6.15) was utilized to form clusters. The analysis included authors keywords that appeared at least 5 times in the selected articles. The words in singular and plural forms were considered the same (e.g., "cyanobacteria bloom" and "cyanobacteria blooms" "lakes" and "lake"). Additionally, terms with similar meanings were treated as equals, and the terms were consolidated to a single word (e.g., "lake restoration" was transformed into "restoration").

The other variables (journal of publication, climatic region, country, experimental design and duration of the study, and techniques analyzed) were described and analyzed through graphs. All graphics, except for the keyword analysis, were created with the help of the *ggplot2* package (Wickham, 2016).

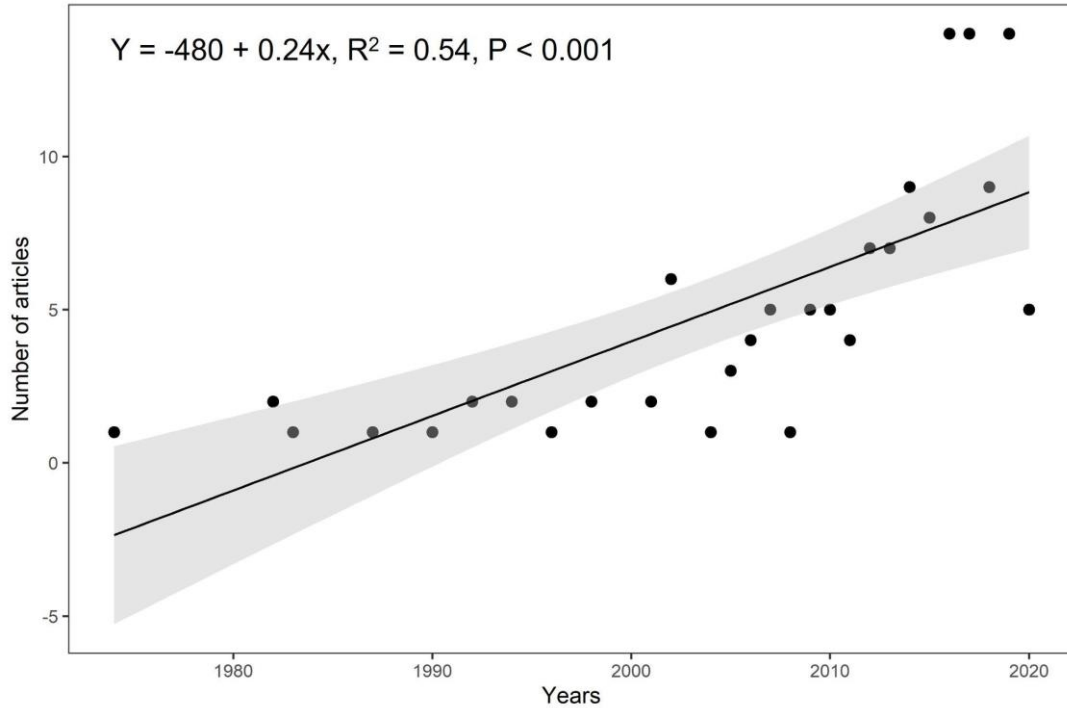
To analyze the parameters related to the effects of the techniques on the plankton, we have grouped the results into three categories: increase, decrease, or no effect on the parameters (biomass, biovolume, density, survival, population growth rate, richness, and diversity). We calculated the percentage of each of these categories in relation to the total results. Based on this percentage, the prevailing result, which is the majority, was utilized.

## *3. Results*

### *3.1. Scientometric data*

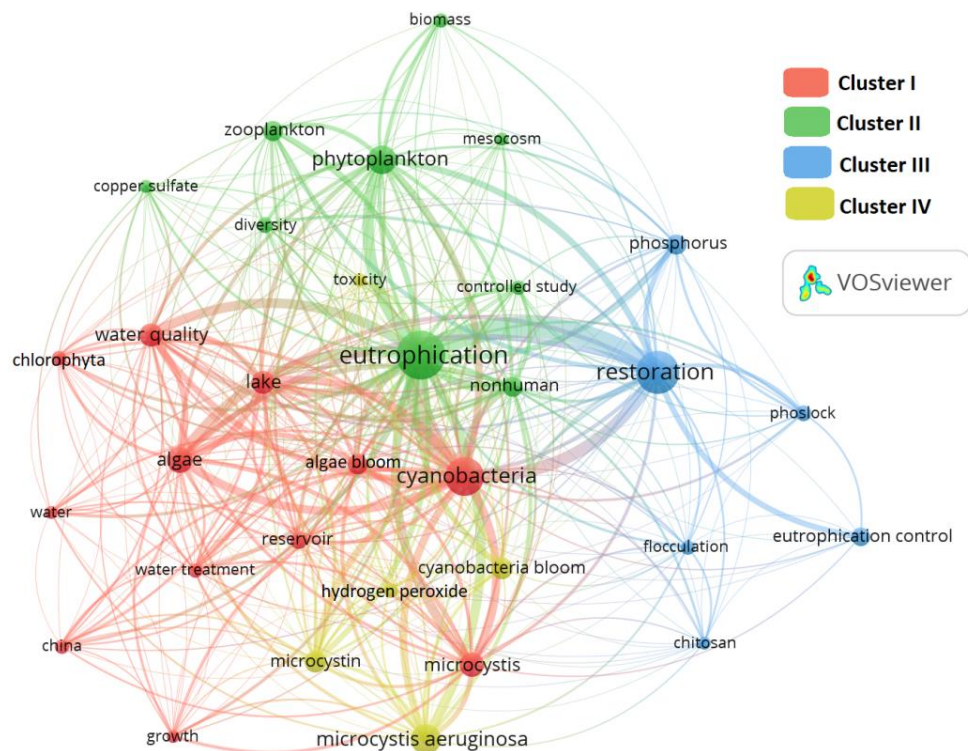
The number of scientific articles increased over the years ( $r^2 = 0.54$ ,  $P < 0.001$ ) (Fig. 2). Most studies have been carried out in the temperate region (64.24%) when compared to tropical region (35.76%). The articles are distributed across 24 different countries (Table 2, Supplementary Information). Most of the articles had their study site in China (25), followed by the United States of America (17), the Netherlands (11), and

Brazil (9). The three journals with the highest number of scientific articles were Water Research (14), followed by Environmental Pollution (7), and Hydrobiologia (7) (Table 1, Supplementary Information).



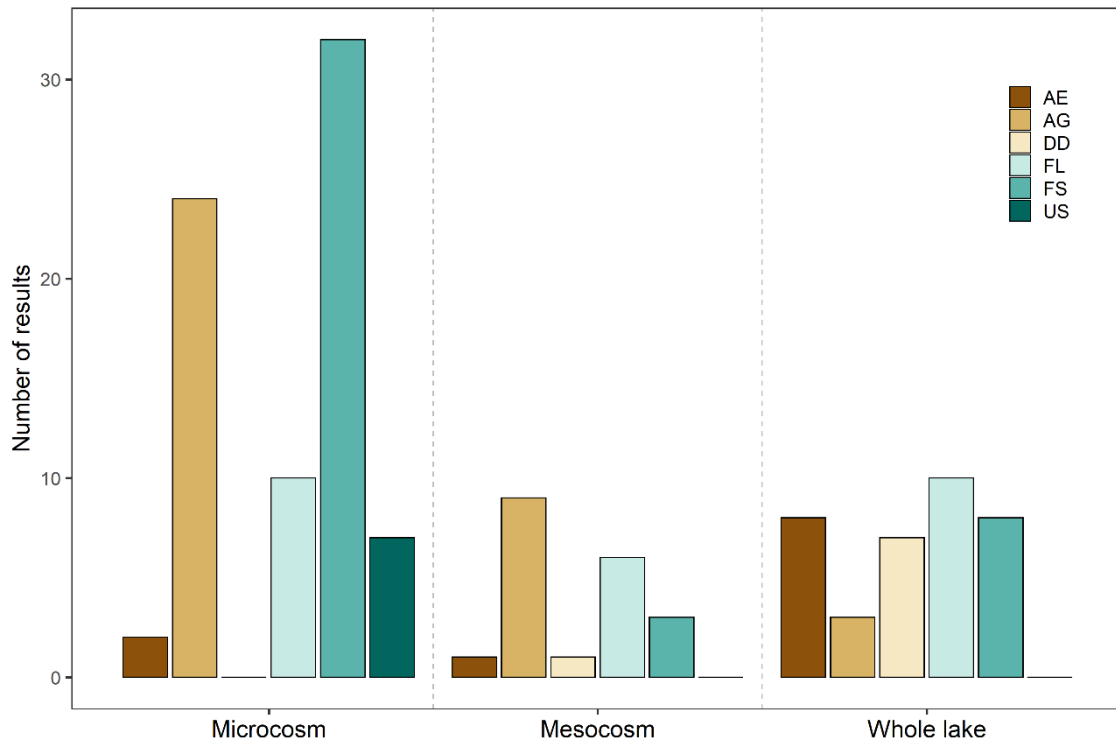
**Figure 2** Temporal trend of published scientific articles from 1974 to 2020. Data for 2020 are incomplete due to the date the survey was carried out (July, 6).

The keyword cluster analysis showed four different clusters (Fig. 3). The three main clusters words, "cyanobacteria", "eutrophication", and "restoration", are related to each other. Cluster I consists of 12 keywords, with "cyanobacteria" being the most cited word (46 times), and it is linked to other keywords such as "*Microcystis*". Cluster II comprises 9 keywords, with "eutrophication" being the main word (cited 71 times), which is correlated with "phytoplankton" and "zooplankton" community structure (diversity and biomass), and controlled studies. Cluster III includes 6 keywords, with "restoration" being cited 53 times, and it is related to "phosphorus" and chemical techniques, mainly geoengineering products. Cluster IV consists of 5 keywords, with "*Microcystis aeruginosa*" being used 28 times and linked to "microcystin" and "hydrogen peroxide."

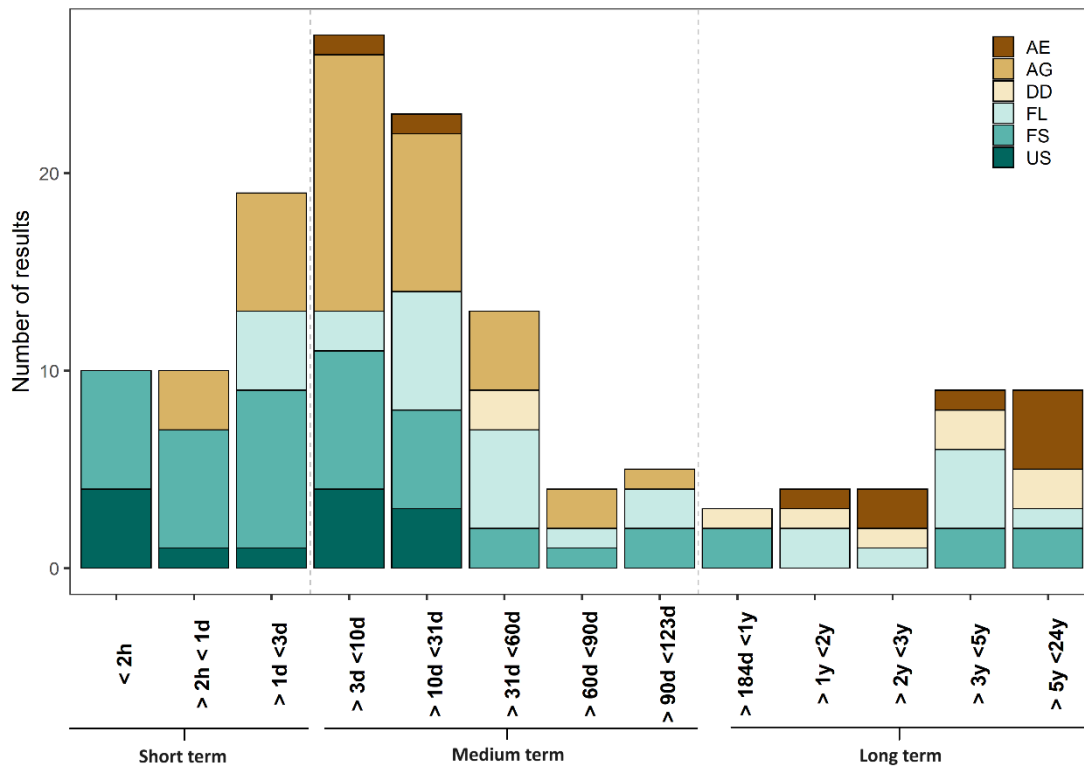


**Figure 3** Keywords cluster analysis of the 136 selected scientific articles. The size of the circles represents the number of articles that used the respective keyword, while the width of the lines indicates the strength of the connection between the words.

The majority of the studies were carried out using a microcosm scale (55.1% of the results), followed by whole lake experiments (28.7% of the results), and mesocosms (16.2% of the results) (Fig. 4). The chemical techniques (algacide application, “Floc & Sink”, “Floc & Lock”) and the ultrasound technique are predominant in the short and medium-term studies, while aeration and dredging in the long-term. When considering their (Fig 5), most of them were medium-term, lasting between 4 days to 1 year (51.5%), followed by short-term studies (26.5%), and long-term studies (22.0%). The “Floc & Lock” was more evenly distributed across the study duration when compared to the other techniques.

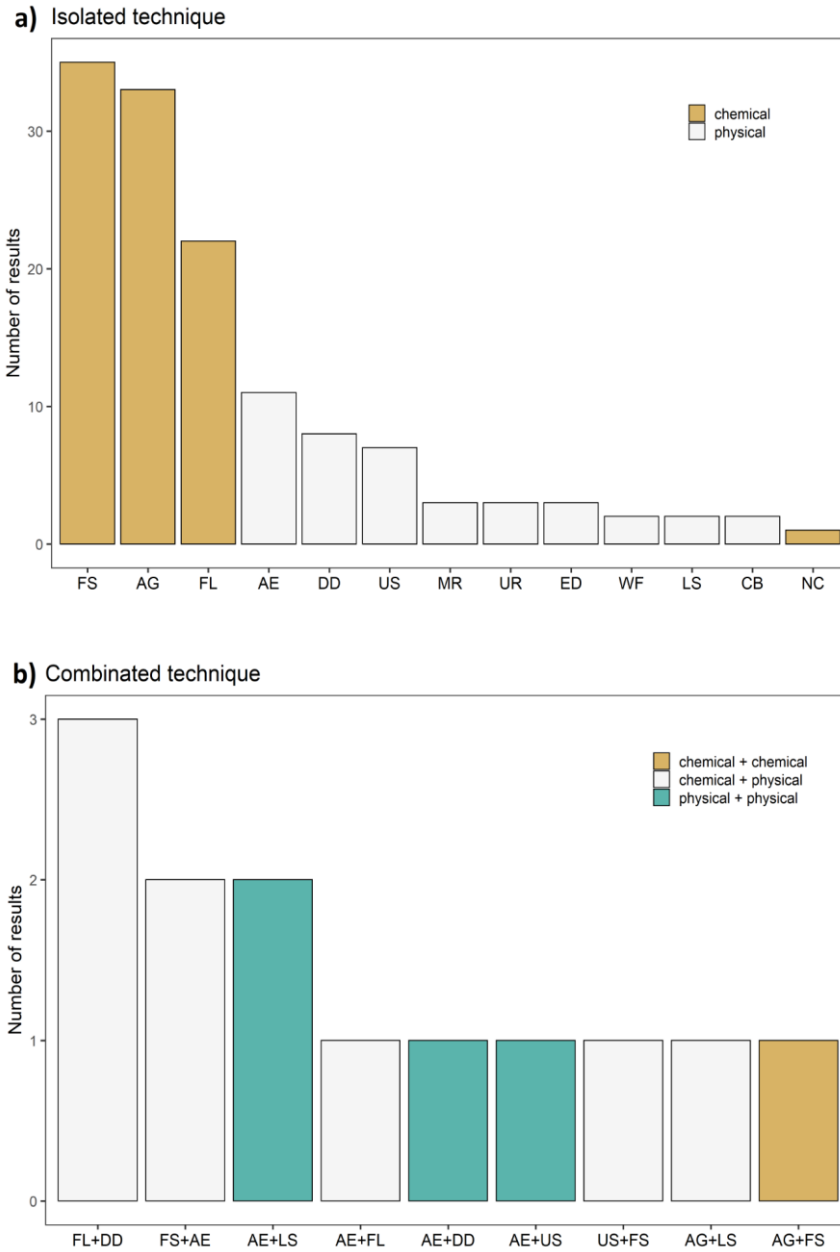


**Figure 4** Distribution of the numbers of results of the scientific articles by technique, according to experimental design. AE=artificial aeration; AG=Algaecide; DD=Dredging; FL= “Floc & Lock”; FS= “Floc & Sink”; US= Ultrasound.



**Figure 5** Distribution of the numbers of results of the scientific articles by technique, according to duration of the experiment. Short term = up to 3 days; Medium term = between 3 days to 123 days; Long term = between 184 days to 24 years. d= day; y= year; AE=artificial aeration; AG=Algaecide; DD=Dredging; FL= “Floc & Lock”; FS= “Floc & Sink”; US= Ultrasound.

A total of twenty-two different techniques were utilized in the studies, categorized as isolated and combined (Fig. 6). The majority of the experiments employed a single technique (Fig. 6a), with 62.7% of them classified as chemical techniques and 28.4% as physical techniques. The six principal techniques were “Floc & Sink” (35), algaecide application (33), and “Floc & Lock” (22) (chemicals techniques), followed by aeration (11), dredging (8), and ultrasound (7) (physical techniques). Aeration is a broad term encompassing artificial mixing, metalimnion or hypolimnion aeration, and sediment aeration. Combined techniques accounted for 8.9% of the total (Fig. 6b), and in terms of their nature, they included physical+physical, chemical+chemical, and physical+chemical combinations. The most frequent combination recorded was “Floc & Lock” plus dredging.



**Figure 6** Distribution of the number of results per technique isolated (a) and combined (b). AE=artificial aeration; AG=Algaecide; CB = contention barrier; DD=Dredging; ED = electric discharge; FL= “Floc & Lock”; FS= “Floc & Sink”; LS=Light shading; MR = mechanic.

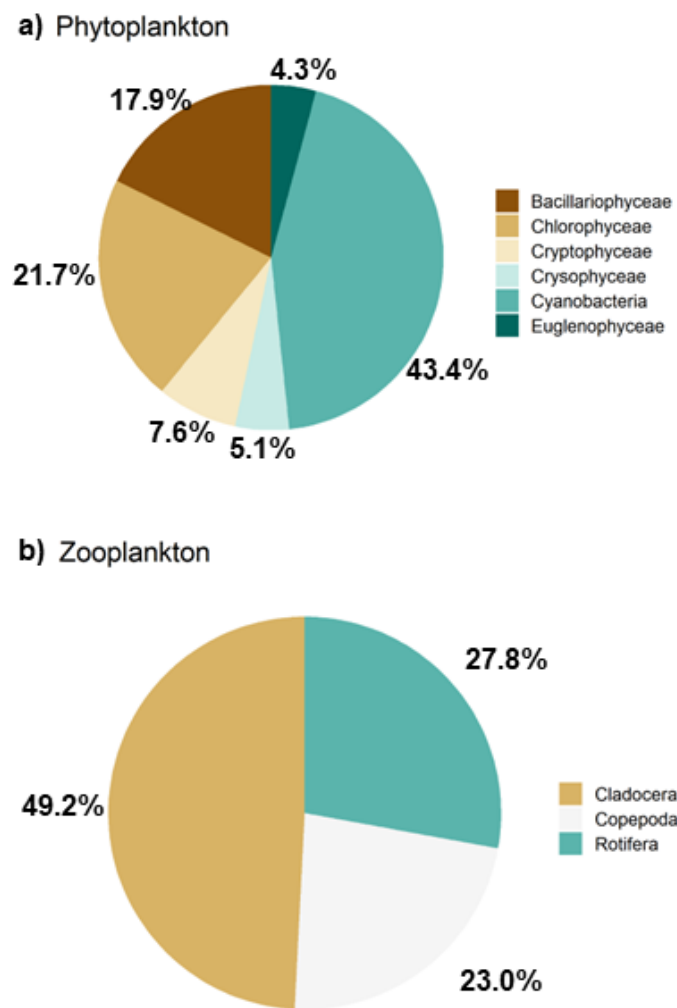
### 3.2 Plankton data

Regarding the plankton data, 69.8% (n=94) of the results obtained from the scientific articles focused solely on studying phytoplankton, while 24.3% (n=33)

examined both phytoplankton and zooplankton. Only 6.6% (n=9) of the results specifically focused on zooplankton.

The analysis of phytoplankton data revealed the predominant taxonomic groups composition (Fig. 7a). Cyanobacteria accounted for 43.4% of the results (105), followed by Chlorophyceae at 21.7% (51 results), Bacillariophyceae at 17.9% (42 results), Cryptophyceae at 7.6% (18 results), Chrysophyceae at 5.1% (12 results), and Euglenophyceae at 4.3% (10 results). The most frequently recorded genus was *Microcystis*, which appeared in 59 results (28.2%). The dominant species within the genus was *Microcystis aeruginosa* (Kützing) Kützing, followed by *Planktothrix* spp. and *Aphanizomenon* spp. (Table 3; Supplementary Information).

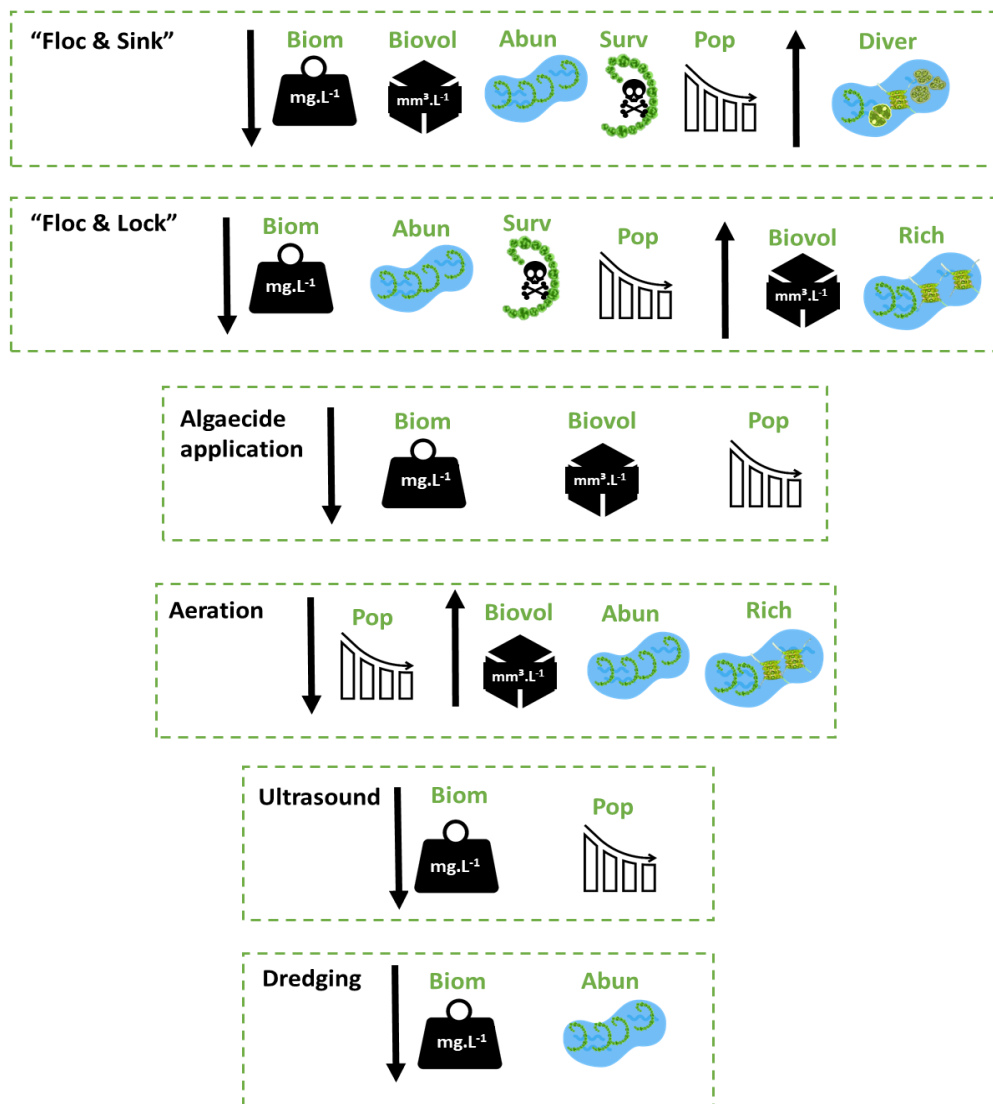
The zooplankton data indicated a predominance of results related to Cladocera's group (49.2%), followed by Rotifer (23.0%) and Copepod (27.8%) (Fig. 7b). Regarding the most studied genera, *Daphnia*, presented the highest number of results (16 times), especially the species *Daphnia magna* Straus, 1820, followed by *Brachionus* spp., and *Bosmina* spp. (Supplementary Information, Table 4).



**Figure 7** Distribution of results of phytoplankton (a) and zooplankton (b) by main taxonomic groups.

The most common metrics to measure the effect of techniques were biomass and abundance. The “Floc & Sink” technique decreased phytoplankton biomass or biovolume, abundance, population growth, number of cells, efficiency of photosystem II, and survival (based on one result). Nevertheless, the technique led to an increase in phytoplankton diversity. Similarly, the algaecide application exhibited a similar pattern to “Floc & Sink”, except for survival, for which there was no available data, and richness, for which no significant effect was observed (based on one result). The “Floc & Lock” technique resulted in a decrease in phytoplankton biomass, abundance, survival, and population growth, while it increased biovolume and richness (Fig. 8; Table 1).

The aeration technique decreased phytoplankton population growth and number of cells, while increasing abundance, richness, and diversity (based on one result). However, aeration did not have any effect on the biovolume of phytoplankton. The ultrasound technique resulted in a decrease in biomass, abundance (based on one result), population growth, number of cells, and photosystem II (based on one result for the last two). Dredging had an impact on the biomass and abundance of phytoplankton, with a recorded decline in these variables (Table 1).



**Figure 8** Effects of the main chemical and physical techniques on phytoplankton, in different parameters. Biom = Biomass; Biovol = Biovolume; Pop = Population growth; Abun = abundance; Surv = Survival; Diver = Diversity; Rich = Richness.

**Table 3** Summary of the effects of physical and chemical techniques on different parameters of phytoplankton. In parentheses is the number of recorded results. DE= Decrease; IN=Increase; NE=No effect; (-) = Not Applicable; N= number of results; AG= Algaecide application; AE= Aeration; DD= Dredging; FS = “Floc & Sink”; FL = “Floc & Lock”; LS = Light Shading; US= Ultrasound. In brackets the number of results; the percentage.

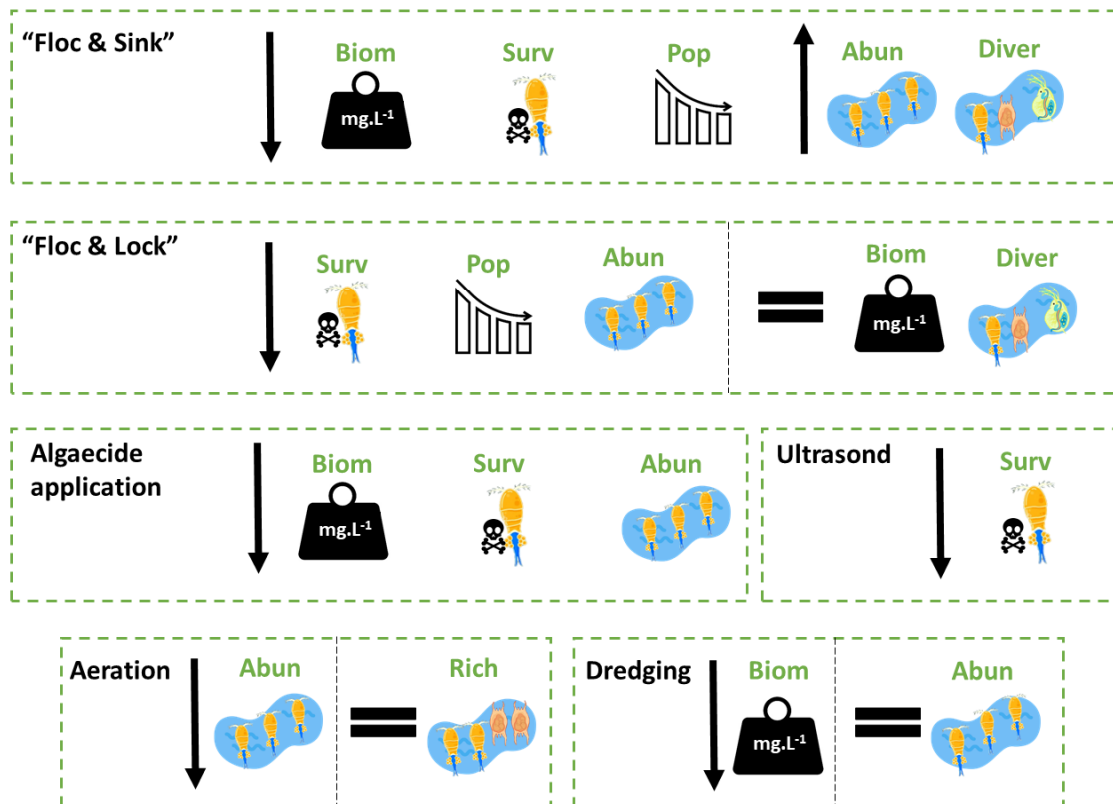
Technique	N° of articles	Biomass	Biovolume	Abundance	Survival	Pop growth	Richness	Diversity	N° of cells
“Floc & Sink”	33	DE (48; 65.7%)	DE (12; 75.0%)	DE (11; 44.0%)	DE (1; 100%)	DE (7; 63.6%)	-	IN (4; 100%)	DE (36; 69.2%)
		NE (20; 27.3%)	IN (4; 25.0%)	NE (7; 28.0%)		NE (2; 18.1%)			NE (7; 13.4%)
		IN (5; 6.8%)		IN (7; 28.0%)		IN (2; 18.1%)			IN (9; 17.3%)
Algaecide application	32	DE (22; 81.5%)	DE (8; 61.5%)	DE (18; 66.7%)	-	DE (21; 80.7%)	NE (1; 100%)	IN (1; 100%)	DE (11; 50%)
		NE (4; 14.8%)	NE (5; 38.5)	NE (3; 11.1%)		NE (5; 19.3%)			NE (3; 13.6%)
		IN (1; 3.7%)		IN (6; 22.2%)					IN (8; 32.4%)
“Floc & Lock”	21	DE (23; 71.8%)	DE (6; 42.8)	DE (28; 43.1%)	DE (3; 100%)	DE (2; 100%)	NE (2; 40.0%)	DE (4; 100%)	DE (1; 33.3%)
		NE (1; 3.2%)	IN (8; 57.2%)	NE (13; 20.0%)			IN (3; 60.0%)		NE (2; 66.7%)
		IN (8; 25.0%)		IN (24; 36.9%)					

Aeration	9	DE (4; 44.4%)	DE (1; 33.3%)	DE (4; 33.3%)	-	DE (3; 100%)	DE (1; 20.0%)	IN (1; 100%)	DE (4; 80.0%)
		NE (1; 11.2%)	NE (2; 66.7%)	IN (8; 66.7%)			NE (1; 20.0%)		IN (1; 20.0%)
		IN (4; 44.4%)					IN (3; 60.0%)		
Dredging	8	DE (5; 62.5%)	DE (2; 50%)	DE (8; 80.0%)	-	-	-	-	-
		NE (3; 37.5%)	IN (2; 50.0%)	IN (2; 20.0%)					
Ultrasound	6	DE (3; 100.0%)	DE (3; 50.0%)	DE (1; 100%)	-	DE (3; 60.0%)	-	-	DE (1; 100%)
			NE (3; 50.0%)			NE (2; 40.0%)			
Mechanic Removal	3	DE (2; 100%)	DE (1; 100%)	IN (2; 33.3%)	-	-	-	-	-
				DE (1; 66.7%)					
Ultraviolet Radiation	3	DE (1; 100%)	-	DE (1; 100%)	DE (1; 100%)	DE (1; 50.0%)	-	-	-
						IN (1; 50.0%)			
Eletric discharge	3	-	-	DE (1; 100%)	DE (1; 100%)	DE (1; 100%)	-	-	-

Water flow	2	-	DE (2; 22.2%)	DE (1; 100%)	-	-	-	-	-
			IN (7; 88.8%)						
Light shading	2	DE (2; 66.7%)	DE (2; 100%)	DE (2; 100%)	-	-	-	-	-
		NE (1; 33.3%)							
Control N:P ratio	1	-	IN (4; 80.0%)	-	-	-	IN (5; 100%)	-	-
			DE (1; 20.0%)						
Contention barrier	2	IN (1; 100%)	-	DE (1; 50.0%)	DE (1; 100%)	-	-	-	-
				IN (1; 50.0%)					
AG + FS or AG+LS	1	DE (1; 100%)	-	-	-	-	-	-	-
AE+FL	1	-	-	-	-	-	IN (1; 33.3%)	-	-
							DE (2; 66.7%)		
AE+LS	2	DE (3; 100%)	-	DE (2; 100%)	-	-	-	-	-

DD+AE	1	NE (1; 100%)	-	NE (4; 80.0%)	-	-	-	-	-
				IN (1; 20.0%)					
FS+AE	2	DE (3; 100%)	-	IN (1; 50.0%)	-	-	-	-	DE (2; 100%)
				DE (1; 50.0%)					
“Floc & lock” + Dredging	2	DE (2; 100%)	IN (3; 75.0%)	-	-	-	-	-	-
			DE (1; 25.0%)						
US+AE	1	DE (1; 33.3%)	-	DE (2; 66.7%)	-	-	-	DE (2; 100%)	-
		NE (1; 33.3%)		IN (1; 33.3%)					
		IN (1; 33.3%)							
US+FS	1	DE (2; 100%)	-	-	-	-	-	-	DE (1; 100%)

The main techniques employed in studies focused on zooplankton were similar to those for phytoplankton: Algaecide application, “Floc & Sink”, “Floc & Lock”, Dredging, Aeration, and Ultrasound. The “Floc & Sink” technique decreased zooplankton biomass, survival, and population growth, while increasing abundance and diversity. Similarly, the algaecide application technique led to a decrease in zooplankton abundance, survival, and biomass (based on one result), but increased population growth (based on one result). The “Floc & Lock” technique resulted in a decrease in abundance, survival, and population growth of zooplankton. This technique had no effect on biomass (based on one result), richness, and diversity of the zooplankton community. Aeration decreased zooplankton abundance and had no effect on richness in this community. Dredging decreased zooplankton biomass and had no effect on abundance. The other techniques had only one article each focused on zooplankton (Fig. 9; Table 2).



**Figure 9** Effects of the main techniques on zooplankton, in different parameters. Biom = Biomass; Biovol = Biovolume; Pop = Population growth; Abun = abundance; Surv = Survival; Diver = Diversity; Rich = Richness.

**Table 4** Summary of effects of physical and chemical techniques on different parameters of zooplankton. In parentheses is the number of recorded results. DE= Decrease; IN=Increase; NE=No effect; (-) = Not Applicable; N= number of results; AG= Algaecide application; AE= Aeration; DD= Dredging; FS = “Floc & Sink”; FL = “Floc & Lock”; LS = Light Shading; US= Ultrasound.

Technique	N° of articles	Biomass	Abundance	Survival	Pop growth	Richness	Diversity
“Floc & Sink”	11	DE (7; 70%)	DE (1; 20%)	DE (4; 57.1%)	DE (2; 66.7%)	-	DE (2; 40%)
		IN (3; 30%)	NE (2; 40%)	NE (1; 14.2%)	NE (1; 33.3%)		IN (3; 60%)
			IN (2; 40%)	IN (2; 28.6%)			
Algaecide application	9	DE (1; 100%)	DE (8; 53.3%)	DE (6; 66.7%)	IN (1; 100%)	-	-
			NE (5; 33.3%)	NE (2; 22.2%)			
			IN (2;13.3)	IN (1; 11.1%)			
“Floc & Lock”	13	DE (2; 22.2%)	DE (10; 50%)	DE (2; 100%)	DE (2; 100%)	NE (3; 100%)	NE (3; 100%)
		NE (4; 44.4%)	NE (5; 25%)				
		IN (3; 33.3%)	IN (5; 25%)				

Aeration	2	-	DE (2; 50%)	-	-	NE (2; 66.7%)	-
			IN (2; 50%)			IN (1; 33.3%)	
Dredging	5	DE (5; 62.5%)	DE (1; 33.3%)	-	-	-	-
		NE (3; 37.5%)	NE (2; 66.7%)				
Ultrasound	2	-	DE (1; 100%)	DE (2; 100%)	-	-	-
“Floc & Lock” + Dredging	1	-	DE (1; 33.3%)	-	-	-	-
			NE (2; 66.7%)				
FS+AE	1	-	-	-	-	-	IN (1; 100%)

#### 4. Discussion

We observed an increasing trend in publications about the effects of eutrophication control techniques (chemical, physical, and both) on plankton over the years (1974 - 2020), which can be explained by the need for effective control measures. The increase in eutrophic freshwater and cyanobacterial blooms worldwide since the 1970s (Cook et al., 2005; Huisman et al., 2018) has demanded the application of eutrophication control techniques. However, it is important to note that the focus of the scientific articles analyzed was primarily on eutrophication control techniques aiming to remove phytoplankton biomass (main parameter studied). Limited information was available regarding the effects of these techniques on other aspects of the plankton community structure, such as richness, diversity, abundance, and survival. Additionally, gaps were identified regarding other taxonomic groups of phytoplankton, beyond cyanobacteria, as well as in the investigation of effects on zooplankton.

A strong relationship between eutrophication and cyanobacteria was observed, as well as restoration measures. Cyanobacteria blooms are recognized as a major consequence of eutrophication, primarily caused by the accumulation of phosphorus, which otherwise would be the limiting nutrient in this process (Le Moal et al. 2019). The keywords associated with "restoration" primarily focused on eutrophication control, with a particular emphasis on geo-engineering, a chemical technique aimed at manipulating the biogeochemical cycle of phosphorus (Lürding et al. 2016a). Products such as Phoslock® (lanthanum-modified bentonite clay) and chitosan (organic coagulant), which were widely mentioned in the results, are commonly used for this purpose in various locations around the world.

Among the cyanobacteria, *Microcystis* is a cosmopolitan genus and one of the most common ubiquitously found in blooms. It is also known to be a potential producer of cyanotoxins, particularly microcystin (Huisman et al. 2018). *Microcystis aeruginosa* (Kützing) was the most frequently recorded in the studies. Filamentous cyanobacteria genus can co-occur with the *Microcystis* in most blooms, some of the most frequent are *Dolichospermum*, *Aphanizomenon* and *Raphidiopsis* (Burkholder 2009; Soares et al. 2013; Shan et al. 2019), which explains why they were the most studied species.

Only about 30% of the articles (N = 136) included in our analysis reported results regarding the zooplankton, and there were only nine articles specifically focused on this

group. This indicates a need for more studies examining the effects of the techniques on zooplankton. Among the limited studies available, the majority focused on cladocerans, highlighting the necessity for studies on other important zooplankton groups such as rotifers and copepods. These groups are widely found in aquatic ecosystems, especially in eutrophic environments. The most commonly studied organism within the cladoceran group was *Daphnia* spp., particularly the species *Daphnia magna*. This species is considered a model organism and is extensively used in ecology, evolution, and ecotoxicology studies (De Meester et al. 2023). Also, *Daphnia* species, including *D. magna*, are among the most common cladoceran zooplankton worldwide, and can be easily cultured in laboratory settings (Núñez and Hurtado 2005; De Meester et al. 2023), thereby facilitating their handling in microscale experiments.

The majority of studies predominantly focused on microscale experiments (maximum of 5L) conducted in laboratory settings. This can be attributed to the fact that testing techniques often begin with controlled laboratory experiments to assess their effectiveness and safety before moving on to larger-scale and more complex experiments (Lürding et al. 2016a). Conducting laboratory experiments can save time and money, as unsatisfactory results can be identified early on without proceeding to larger-scale testing. In addition, our results indicate that experiments conducted in mesocosms were the least common. This highlights the need for incorporating this stage in the testing of techniques. Mesocosms are a valuable tool for conducting *in situ* experiments in lakes and reservoirs, utilizing those found in nature. They provide a greater level of realism compared to microcosms, while also offering easier replication compared to whole-lake experiments.

Medium and short-term experiments are more technically viable compared to long-term and usually produce quicker results (Lürding et al. 2016b, a). This may explain why most of the studies reported acute responses to the applied techniques (Galvez-Cloutier et al. 2012; Grover et al. 2013; Bessa da Silva et al. 2016; Bishop and Richardson 2018; Thoo et al. 2020). Some techniques have an effect on phytoplankton biomass within a few days or even hours. Perhaps long-term experiments were needed to evaluate when associated with mesocosms or even manipulation of entire lakes. However, to fully understand the effects of these techniques on the structure and composition of the phytoplankton community, it is crucial to conduct studies with longer time. Long-term studies provide valuable insights into the long-term efficacy and sustainability of the techniques (Ruggiu et al. 2002; Su et al. 2016).

The “Floc & Sink” technique aims to remove algal biomass by sedimentation at the bottom, while keeping the phytoplankton intact and undamaged (Noyma et al. 2017). This allows for the degradation of cyanobacteria and their toxins in the sediment (Li et al. 2015). The effectiveness of the “Floc & Sink” technique may vary depending on factors such as the dominant species and its density, the products used (coagulant and ballast), and their applied dose (Miranda et al. 2017; Noyma et al. 2017).

Some phytoplankton species have natural mechanisms to regulate their position in the water column, including adaptive strategies for buoyancy, like large mucilaginous sheaths, composed mainly of polysaccharides (Padisák et al. 2003), or gas vacuoles (aerotopes) (Burkholder 2009), which can inhibit aggregation and sedimentation with clay (Lucena-Silva et al. 2022). Therefore, the effectiveness of the “Floc & Sink” technique by sedimentation, can be compromised due to the functional attributes of some cyanobacteria genera, such as *Microcystis*, *Dolichospermum* and *Raphidiopsis* (Miranda et al. 2017; Lucena-Silva et al. 2022). Thus, more product (coagulant and ballast) may be needed to sink these cyanobacteria. The density of the bloom also plays a role in the effectiveness of technique and product dose. Higher bloom densities require larger amounts of coagulant and ballast for effective flocculation and sedimentation of cyanobacteria (Araújo et al. 2018). Large flocs formed from the application of the coagulant can accumulate on the surface if the ballast dose is low (Noyma et al. 2017).

The few papers about the effect in the phytoplankton community showed an increased diversity after the “Floc & Sink” application. Despite the initial loss of certain groups and species, over time, the technique promotes the growth of other groups and species in the environment (Pan et al. 2011). The articles justify this increase in diversity due to the decrease in nutrients (Dai et al. 2013). In the case of the study by Pan et al. (2011), it suggests that the increase in diversity is due to the fact that the material used in the technique is a local soil, and particles from local soil can naturally enter the lake through runoff. However, the number of articles is small (N = 3), and there is a need for further studies on the phytoplankton community.

Regarding the zooplankton, the “Floc & Sink” technique can decrease the biomass, population growth, and survival. The ballasts used in this technique can physically immobilize these organisms by adhering to their carapaces, making it difficult for them to move and altering their behavior (Álvarez-Manzaneda and de Vicente 2017). Moreover, the ballasts can accumulate in *Daphnia*, as they may ingest these suspended particles (del Arco et al. 2018; Álvarez-Manzaneda et al. 2019), resulting in reduced

growth, smaller size at maturity, and decreased reproduction. Consequently, population growth rates are also reduced (Lürling and Tolman 2010).

*Daphnia magna* is a generalist feeder, therefore, it is possible for *Daphnia* to ingest particles adsorbents materials (Álvarez-Manzaneda et al. 2019). Other cladocerans may also be affected, the *Ceriodaphnia* was more sensitive to suspended clay particles than *Daphnia*, leading to stronger negative effects (Kirk and Gilbert 2016). However, in realistic exposure scenarios, the accumulation of ballasts in daphnids is not expected due to the faster uptake and depuration of Phoslock® in these organisms (Álvarez-Manzaneda et al. 2019). There is a lack of studies on the effects of this technique (“Floc & Sink”) on rotifers and copepods. Some papers showing an improvement in the zooplankton (e.g. increase of diversity, biomass and survival). Pan et al. (2011) showing an increase in zooplankton biodiversity after the “Floc & Sink” application, because the technique returned the lake to the clear water state with the presence of macrophytes.

The “Floc & Lock” technique involves the formation of a sediment capping using an adsorbent material, which effectively prevents the release of phosphorus from the sediment back into the water column (Van Oosterhout and Lürling 2011; Waajen et al. 2016). The results found in our study of the “Floc & Lock” technique can vary depending on the specific product used and on the duration of the study. Short-term studies have shown that this technique not only impacts cyanobacteria, but also has an impact on other phytoplankton groups, such as green algae (Chlorophyceae) and diatoms (van Oosterhout and Lürling 2013; Su et al. 2016). However, in some long-term studies we can observe the increase of the richness or diversity, of phytoplankton communities, along with an increase in biomass specifically of Chlorophyceae, Euglenophyceae, and Cryptophyceae (Lang et al. 2016; Su et al. 2016). These shifts in the community composition suggest a change in nutrient limitation, likely due to the reduction in phosphorus concentration in the water column (Lang et al. 2016). Further studies investigating the effects on the phytoplankton community are necessary to gain a better understanding of these processes following the application of the floc and lock technique.

About zooplankton, some studies reported that the “Floc & Lock” application can cause negative effects (Bessa da Silva et al. 2016; Frau et al. 2019). In some cases, the cladocerans population disappeared for up to three months following the application of “Floc & Lock”, however in other cases acute toxicity tests indicated no significant mortality (Van Oosterhout and Lürling 2011; Yamada-Ferraz et al. 2015). However, an increase in *Daphnia* survival was observed because the flocs reduce *Daphnia*'s contact

with contaminants, and decrease the phosphorus concentration (Galvez-Cloutier et al. 2012).

The materials that can be used in the “Floc & Lock” technique form a layer at the bottom of the lake, in the sediment, which can bury the eggs and act as a physical barrier for copepods, preventing their return (Spencer et al. 1983). Furthermore, the application of this technique can alter the relative abundance of cladocerans to copepods, even without affecting the total biomass of zooplankton. However, copepods tend to exhibit more movement to escape clay flakes, and their ability to reproduce is stronger compared to cladocerans (Tang et al. 2018).

The negative effects on zooplankton observed in both the “Floc & Sink” and “Floc & Lock” techniques can be attributed to direct or indirect processes. Direct effects can occur through co-precipitation of organisms with the applied material and the algae, resulting in animals being trapped in the flocs and precipitated to the sediment (Schumaker et al. 1993; Leoni et al. 2007). Another direct effect is because these techniques can temporarily increase turbidity in the water column (van Oosterhout and Lürling 2013). The elevated turbidity resulting from suspended clays during the initial days can have a toxic effect, affecting the feeding rate of zooplankton and causing significant feeding inhibition (del Arco et al., 2018; Kirk, 1991; van Oosterhout and Lürling, 2013; Yamada-Ferraz et al., 2015). This effect is particularly pronounced in filtering organisms such as the cladocerans, so their ability to acquire food becomes compromised, leading to reduced food intake or ingestion of inedible materials that are adsorbed onto their prey (Campos et al. 2013; Bessa da Silva et al. 2016).

The indirect effects on zooplankton occur due to the impact of these techniques on phytoplankton. This leads to a decrease in food availability caused by the sedimentation of algae, which limits their food supply (Spencer et al. 1983; Holz and Hoagland 1996; Van Oosterhout and Lürling 2011; Yamada-Ferraz et al. 2015; Bessa da Silva et al. 2016; Tang et al. 2018). In addition, these techniques alter the phytoplankton community, thereby changing the quality of food resources, which can either limit zooplankton growth (Spencer et al. 1983) or have positive effects by making better food available.

Besides all that, some effects on zooplankton are temporary, and the organisms tends to recover quickly (Spencer et al. 1983; Ni et al. 2010; Van Oosterhout and Lürling 2011; Yamada-Ferraz et al. 2015; Waajen et al. 2016). The impacts negatives may be counterbalanced by significant reductions in cyanobacteria and subsequent improvements

in the ecosystem (van Oosterhout and Lürling 2013). Additionally, lake restorations are typically carried out in unbalanced aquatic ecosystems, and long-term effects are not expected (Lürling and Tolman 2010; Álvarez-Manzaneda et al. 2019).

The direct application of algaecides to remove cyanobacteria has been employed for a long time (Jančula and Marsálek 2011), and its effectiveness to remove cyanobacteria biomass and biovolume has been proven (Bauzá et al. 2014; Lürling; and Tolman 2014; Shen et al. 2019). The most commonly used algaecides are copper sulfate and hydrogen peroxide ( $H_2O_2$ ). Copper caused a negative impact on phytoplankton diversity and composition, particularly affecting diatoms and Chrysophyceans. In contrast, green algae species have shown higher tolerance (Le Jeune et al. 2006). Among phytoplankton taxonomic groups, cyanobacteria, especially nitrogen-fixing species, are the most sensitive to copper (Hullebusch et al. 2002; Le Jeune et al. 2006). Consequently, the observed toxicity of copper sulfate has prompted the exploration of hydrogen peroxide as an alternative (Drábková et al. 2007; Matthijs et al. 2012).

Cyanobacteria were more sensitive to  $H_2O_2$  compared to eukaryotic phytoplankton. A possible explanation can be that cyanobacteria produce an insufficient amount of enzymes able to eliminate reactive oxygen species, such as  $H_2O_2$  (Sinha et al. 2018). The use of  $H_2O_2$  can lead to changes in the composition of the phytoplankton community by selectively killing cyanobacteria and promoting the growth of eukaryotic phytoplankton, thereby reducing competition (Weenink et al. 2015). Furthermore, the use of hydrogen peroxide and copper sulfate can damage the membrane integrity of the cyanobacteria, resulting in a release of intracellular toxins and of the dissolved phosphorus (Jančula and Marsálek 2011; Barrington et al. 2013; Merel et al. 2013; Bauzá et al. 2014; Coloma et al. 2017).

The application of algaecides has been shown to have negative effects on zooplankton, leading to decreased survival, biomass, and abundance (Murray-Gulde et al. 2002; Bishop et al. 2018). Copper sulfate is considered, also for zooplankton, the most toxic among the copper-based algaecides (Campbell 1995). Studies have shown that zooplankton can be affected by higher (Matthijs et al. 2012; Sinha et al. 2018; Thoo et al. 2020) or lower (Reichwaldt et al. 2012; Thoo et al. 2020) concentrations of hydrogen peroxide ( $H_2O_2$ ).

Toxic effects observed in non-target organisms due to algaecide applications are generally a result of the initial exposure rather than cumulative exposure (Murray-Gulde et al. 2002), for example, the added  $H_2O_2$  degrades within a few days (Sinha et al. 2018).

The reduction in zooplankton might have also been potentially coupled with a reduction of eukaryotic phytoplankton, limiting the grazing (Sinha et al. 2018). However, as already discussed, these products can promote the release of cyanotoxins, producing a health hazard for zooplankton (Lürling and van Oosterhout 2013, 2014).

Turning now to physical techniques, several forms of aeration were employed, including artificial mixing, metalimnetic and hypolimnetic aeration/oxygenation, and sediment aeration (Cowell et al. 1987; Visser et al. 2016). These techniques have two different effects on phytoplankton. Firstly, they reduce the positive buoyancy of cyanobacteria, preventing them from remaining at the surface. It allows other algae to receive more light and nutrients, promoting their growth. Secondly, transport cyanobacteria downwards to the bottom of the water column, where light levels are lower, thus slowing down their growth rate (Visser et al. 2016).

The effect of aeration on zooplankton is controversial, as each paper has found different results. However, it is important to note that each article refers to a different type of aeration. Cowell et al. (1987) showed that artificial mixing had effects on the zooplankton community, the abundance of crustacean zooplankton, copepoda, and cladocera declined significantly (91-92%). The authors cite some reasons for this effect: increased fish predation, changes and reductions in the sizes of phytoplankton, and the release of toxic substances from the sediment. In contrast, the abundance of Rotifera increased, which could be attributed to reduced competition for algal food with crustaceans during the first year. The zooplankton was unaffected during eleven years after hypolimnetic aeration (Horne and Beutel, 2019). On the other hand, metalimnion aeration has been shown to bring about changes in the structure of the zooplankton community, with the returns of *Daphnia* sp. dominance (Kortmann et al. 1994). This change in community can be attributed to the increased transparency of the lake (Kortmann et al. 1994).

The sediment dredging, addressed by several articles, has been shown to result in a decrease in phosphorus concentrations (Ruley and Rusch 2002) and consequently decrease the of the phytoplankton biomass or biovolume of the cyanobacteria (Van Duin et al. 1998; Phillips et al. 2005; Ayala et al. 2007; Lürling and Faassen 2012; Jing et al. 2019). On the other hand, studies have also revealed that this technique may promote the growth of other phytoplankton groups, such as the green algae (Van Duin et al. 1998; Phillips et al. 2005; Ayala et al. 2007).

However, it is possible for the lake to remain eutrophic, with cyanobacteria still present, potentially due to the presence of phosphorus-rich materials that may have been left in the lake after dredging (Ayala et al. 2007; Lürling and Faassen 2012). In such cases, the efficiency of the dredging technique may be compromised because of the sediment resuspension. Jing et al. (2019) proved that after the dredging application, the low N/P ratios cause growth of some nitrogen-fixing cyanobacteria, such as *Aphanizomenon*, *Raphidiopsis*. This could occur because the suspended sediments released nutrients during the dredging process (Morgan et al. 2012).

The sediment dredging negatively affects the zooplankton (Phillips et al. 2005; Jing et al. 2019). Cladocerans appear to be particularly affected, with decreased biomass (Phillips et al. 2005), biovolume (Ayala et al. 2007) and abundance (Lürling et al. 2017). The decrease in biomass happened because of a reduction in organism numbers, rather than changes in the proportions of total zooplankton biomass (Phillips et al., 2005). These effects on zooplankton can be explained by food scarcity (Lürling et al. 2017), and due to the dredging causing a disturbance in the sediment, which may initially increase turbidity, and affects the zooplankton.

The ultrasound technique operates by concentrating the energy of sound waves, inducing a process called acoustic cavitation. The ultrasound causes the rupture of gas vesicles, inhibition of photosynthesis and destruction of cell membranes, affecting algal biomass (Jong Lee et al. 2000; Holm et al. 2008; Rajasekhar et al. 2012a). The reduction in algae is influenced by the frequency and intensity of the ultrasound. However, the idea that higher frequency increases removal has been disproven (Rajasekhar et al. 2012b). Numerous studies have shown the ultrasound to be ineffective (Kardinaal et al. 2008; Purcell et al. 2013; Lürling and Tolman 2014; Lürling; and Tolman 2014) or to have minimal effect on *M. aeruginosa* (Zhang et al., 2006). The ultrasound treatment causes marginal damage to cyanobacterial cells, resulting in a slight increase in dissolved MCs and a slight reduction in PSII activity (Lürling et al. 2014).

Ultrasound is more effective against filamentous species. Due to their morphology they have a larger surface area, making it more likely for the algae to come into contact with the bubbles generated by the technique (Purcell et al. 2013). However, it should be noted that there can be regeneration of gaseous vacuoles and subsequent regrowth of cyanobacteria in a short period of time (Jong Lee et al. 2000; Hao et al. 2004). Overall, the results obtained do not provide strong evidence that cyanobacteria can be effectively controlled using ultrasound techniques.

Two articles (Lürling and Tolman 2014; Lürling; and Tolman 2014) investigated the impact of ultrasound on the survival of zooplankton, and both articles yielded these results: the ultrasound technique caused the death of *Daphnia magna* within 15 minutes. Also, Govaert, et al. (2007) reported a near-complete disappearance of *Daphnia* following ultrasound treatment. Both higher and lower frequencies were found to be acutely lethal under the tested conditions (Lürling; and Tolman, 2014a; Lürling and Tolman, 2014b). These studies do not recommend the use of ultrasound as a green and environmentally friendly solution (Lürling; and Tolman, 2014a; Lürling and Tolman, 2014b).

## 5. Conclusions

There has been an increase in publications over time about the effect of techniques on plankton, especially on cyanobacteria. The gaps found were studies on the zooplankton population, most of the focus centered on *Daphnia magna*. However, it is crucial to expand our understanding of these effects on other species and taxonomic groups. Other gaps are the effects on plankton community succession, and long-term experiments.

Chemical techniques (“Floc & Sink”, “Floc & Lock” and algaecides) have removed cyanobacterial biomass or biovolume. On the other hand, aeration, dredging, and ultrasound have produced conflicting and inconclusive results. The few studies about plankton community showing positive effects on the phytoplankton diversity after the “Floc & Sink” technique and an increase on the richness after “Floc & Lock” and aeration.

Overall, all the techniques have shown negative effects on zooplankton, including decreased biomass, reduced survival, and decreased abundance, however these effects was temporary. Only the “Floc and Sink” technique has demonstrated a positive effect by increasing zooplankton diversity. Despite that, due to the limited number of studies on zooplankton, it remains challenging to draw definitive conclusions.

## Acknowledgments:

The authors wish to thank the Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) for its financial support of the Universal Projects “*Mitigation and control of cyanobacterial blooms and internal fertilization in springs in the Brazilian semi-arid region*” Universal grant (process n° 437618/2018-8). V.B particularly wishes to thank CNPq for the productivity scholarship (process n°308652/2019-3). We also are thankful to the Estudos Limnológicos do Semiárido Research Group (ELISA), especially

Letícia Quesado and Marina Maria Bezerra for screening the articles of this work; and Dr. Renata Panosso and Dr. Kemal Ali Ger for their comments and important suggestions for improving the article. This research was financed in part by the Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior-Brazil (CAPES)- Finance Code 001.

### References

- Álvarez-Manzaneda I, Baun A, Cruz-Pizarro L, de Vicente I (2019) Ecotoxicity screening of novel phosphorus adsorbents used for lake restoration. *Chemosphere* 222:469–478. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.01.103>
- Álvarez-Manzaneda I, de Vicente I (2017) Assessment of toxic effects of magnetic particles used for lake restoration on *Chlorella* sp. and on *Brachionus calyciflorus*. *Chemosphere* 187:347–356. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.08.129>
- Araújo F, Van Oosterhout F, Becker V, et al (2018) Effects of polyaluminum chloride and lanthanum-modified bentonite on the growth rates of three *Cylindrospermopsis raciborskii* strains. *PLoS One* 13:1–15. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0195359>
- Ayala R, Acosta F, Mooij WM, et al (2007) Management of Laguna Alalay: A case study of lake restoration in Andean valleys in Bolivia. *Aquat Ecol* 41:621–630. <https://doi.org/10.1007/s10452-007-9123-1>
- Barrington DJ, Reichwaldt ES, Ghadouani A (2013) The use of hydrogen peroxide to remove cyanobacteria and microcystins from waste stabilization ponds and hypereutrophic systems. *Ecol Eng* 50:86–94. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2012.04.024>
- Bauzá L, Aguilera A, Echenique R, et al (2014) Application of hydrogen peroxide to the control of eutrophic lake systems in laboratory assays. *Toxins (Basel)* 6:2657–2675. <https://doi.org/10.3390/toxins6092657>
- Bessa da Silva M, Abrantes N, Nogueira V, et al (2016) TiO<sub>2</sub> nanoparticles for the remediation of eutrophic shallow freshwater systems: Efficiency and impacts on aquatic biota under a microcosm experiment. *Aquat Toxicol* 178:58–71. <https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2016.07.004>

- Bishop WM, Richardson RJ (2018) Influence of Phoslock<sup>®</sup> on legacy phosphorus, nutrient ratios, and algal assemblage composition in hypereutrophic water resources. *Environ Sci Pollut Res* 25:4544–4557. <https://doi.org/10.1007/s11356-017-0832-2>
- Bishop WM, Willis BE, Richardson RJ, Cope WG (2018) The presence of algae mitigates the toxicity of copper-based algaecides to a nontarget organism. *Environ Toxicol Chem* 37:2132–2142. <https://doi.org/10.1002/etc.4166>
- Burkholder JM (2009) Harmful Algal Blooms. *Environ Monit Assess* 148:264–285. <https://doi.org/10.1016/B978-012370626-3.00239-8>
- Campos B, Rivetti C, Rosenkranz P, et al (2013) Effects of nanoparticles of TiO<sub>2</sub> on food depletion and life-history responses of *Daphnia magna*. *Aquat Toxicol* 130–131:174–183. <https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2013.01.005>
- Chen FZ, Song XL, Hu YH, et al (2009) Water quality improvement and phytoplankton response in the drinking water source in Meiliang Bay of Lake Taihu, China. *Ecol Eng* 35:1637–1645. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2008.01.001>
- Coloma SE, Dienstbier A, Bamford DH, et al (2017) Newly isolated c phage influences cyanobacterial community dynamics. *Environ Microbiol* 19:273–286. <https://doi.org/10.1111/1462-2920.13601>
- Cowell BC, Dawes CJ, Gardiner WE, Sveda SM (1987) The influence of whole lake aeration on the limnology of a hypereutrophic lake in central Florida. *Hydrobiologia* 148:3–24. <https://doi.org/10.1007/BF00018162>
- Cooke, G.D., Welch, E.B., Peterson, S.A., Nichols, S.A. (2005). *Restoration and Management of Lakes and Reservoirs*. Taylor & Francis. [https://doi.org/10.1016/0006-3207\(72\)90195-4](https://doi.org/10.1016/0006-3207(72)90195-4).
- Dai L, Yan Q, Li L, Li, H, Wang, L, Feng, W, Pan, G, Yu, Y. (2013) Microplankton community dynamics during the algae removal process for nutrient control. *Hydrobiologia* 22:3759–3767.

- De Meester L, Declerck SAJ, Ger KA (2023) Beyond *Daphnia*: a plea for a more inclusive and unifying approach to freshwater zooplankton ecology. *Hydrobiologia*. <https://doi.org/10.1007/s10750-023-05217-3>
- del Arco A, Parra G, de Vicente I (2018) Going deeper into phosphorus adsorbents for lake restoration: Combined effects of magnetic particles, intraspecific competition and habitat heterogeneity pressure on *Daphnia magna*. *Ecotoxicol Environ Saf* 148:513–519. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2017.11.001>
- Drábková M, Admiraal W, Maršálek B (2007) Combined exposure to hydrogen peroxide and light-selective effects on cyanobacteria, green algae, and diatoms. *Environ Sci Technol* 41:309–314. <https://doi.org/10.1021/es060746i>
- Estrada V, Di Maggio J, Diaz MS (2011) Water sustainability: A systems engineering approach to restoration of eutrophic Lakes. *Comput Chem Eng* 35:1598–1613. <https://doi.org/10.1016/j.compchemeng.2011.03.003>
- Frau D, Spies ME, Battauz Y, et al (2019) Approaches for phosphorus removal with calcium hydroxide and floating macrophytes in a mesocosm experiment: impacts on plankton structure. *Hydrobiologia* 828:287–299. <https://doi.org/10.1007/s10750-018-3819-1>
- Galvez-Cloutier R, Saminathan SKM, Boillot C, et al (2012) An evaluation of several in-lake restoration techniques to improve the water quality problem (eutrophication) of Saint-Augustin Lake, Quebec, Canada. *Environ Manage* 49:1037–1053. <https://doi.org/10.1007/s00267-012-9840-7>
- Grover JP, Roelke DL, Brooks BW, et al (2013) Ammonium treatments to suppress toxic blooms of *Prymnesium parvum* in a subtropical lake of semi-arid climate: Results from in situ mesocosm experiments. *Water Res* 47:4274–4285. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2013.05.001>
- Hao H, Wu M, Chen Y, et al (2004) Cavitation mechanism in cyanobacterial growth inhibition by ultrasonic irradiation. *Colloids Surfaces B Biointerfaces* 33:151–156. <https://doi.org/10.1016/j.colsurfb.2003.09.003>

- Hilt S, Gross EM, Hupfer M, et al (2006) Restoration of submerged vegetation in shallow eutrophic lakes - A guideline and state of the art in Germany. *Limnologica* 36:155–171. <https://doi.org/10.1016/j.limno.2006.06.001>
- Holm ER, Stamper DM, Brizzolara RA, et al (2008) Sonication of bacteria, phytoplankton and zooplankton: Application to treatment of ballast water. *Mar Pollut Bull* 56:1201–1208. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2008.02.007>
- Holz JC, Hoagland KD (1996) Experimental microcosm study of the effects of phosphorus reduction on plankton community structure. *Can J Fish Aquat Sci* 53:1754–1764. <https://doi.org/10.1139/f96-104>
- Huisman J, Codd GA, Paerl HW, et al (2018) Cyanobacterial blooms. *Nat Rev Microbiol* 16:471–483. <https://doi.org/10.1038/s41579-018-0040-1>
- Hullebusch E Van, Deluchat V, Chazal PM, Baudu M (2002) Environmental impact of two successive chemical treatments in a small shallow eutrophied lake: Part I. Case of aluminium sulphate. *Environ Pollut* 120:617–626. [https://doi.org/10.1016/S0269-7491\(02\)00192-6](https://doi.org/10.1016/S0269-7491(02)00192-6)
- Jagtman E, Van der Molen DT, Vermij S (1992) The influence of flushing on nutrient dynamics, composition and densities of algae and transparency in Veluwemeer, The Netherlands. *Hydrobiologia* 233:187–196. <https://doi.org/10.1007/BF00016107>
- Jančula D, Marsálek B (2011) Critical review of actually available chemical compounds for prevention and management of cyanobacterial blooms. *Chemosphere* 85:1415–1422. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2011.08.036>
- Jeppesen E, Søndergaard M, Lauridsen TL, et al (2012) Biomanipulation as a Restoration Tool to Combat Eutrophication. Recent Advances and Future Challenges. <http://dx.doi.org/10.1016/B978-0-12-398315-2.00006-5>
- Jing L, Bai S, Li Y, et al (2019) Dredging project caused short-term positive effects on lake ecosystem health: A five-year follow-up study at the integrated lake ecosystem level. *Sci Total Environ* 686:753–763. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.05.133>

- Jong Lee T, Nakano K, Matsumura M (2000) A new method for the rapid evaluation of gas vacuoles regeneration and viability of cyanobacteria by flow cytometry. *Biotechnol Lett* 22:1833–1838. <https://doi.org/10.1023/A:1005653124437>
- Kardinaal E, De Haan M, Ruiter H (2008) Maatregelen ter voorkoming blauwalgen werken onvoldoende. *H2O* 41:4
- Kirk KI (1991) Suspended clay reduces *Daphnia* feeding rate: Behavioural mechanisms. *Freshw Biol* 25:357–365. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.1991.tb00498.x>
- Kirk KL, Gilbert JJ (2016) Suspended Clay and the Population Dynamics of Planktonic Rotifers and Cladocerans Author ( s ): Kevin L . Kirk and John J . Gilbert Published by : Wiley Stable URL : <http://www.jstor.org/stable/1937582> JSTOR f. 71:1741–1755
- Kortmann RW, Knoecklein GW, Bonnell CH (1994) Aeration of stratified lakes: Theory and practice. *Lake Reserv Manag* 8:99–120. <https://doi.org/10.1080/07438149409354463>
- Lang P, Meis S, Procházková L, et al (2016) Phytoplankton community responses in a shallow lake following lanthanum-bentonite application. *Water Res* 97:55–68. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2016.03.018>
- Le Jeune AH, Charpin M, Deluchat V, et al (2006) Effect of copper sulphate treatment on natural phytoplanktonic communities. *Aquat Toxicol* 80:267–280. <https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2006.09.004>
- Le Moal M, Gascuel-Oudoux C, Ménesguen A, et al (2019) Eutrophication: A new wine in an old bottle? *Sci Total Environ* 651:1–11. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.09.139>
- Leoni B, Morabito G, Rogora M, et al (2007) Response of planktonic communities to calcium hydroxide addition in a hardwater eutrophic lake: Results from a mesocosm experiment. *Limnology* 8:121–130. <https://doi.org/10.1007/s10201-007-0202-8>

- Li L, Zhang H, Pan G (2015) Influence of zeta potential on the flocculation of cyanobacteria cells using chitosan modified soil. *J Environ Sci (China)* 28:47–53. <https://doi.org/10.1016/j.jes.2014.04.017>
- Lucena-Silva D, Severiano J dos S, dos Santos Silva RD, et al (2022) Impacts of the Floc and Sink technique on the phytoplankton community: A morpho-functional approach in eutrophic reservoir water. *J Environ Manage* 308:.. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2022.114626>
- Lürling; M, Tolman Y (2014) Beating the blues: Is there any music in fighting cyanobacteria with ultrasound? *Water research* 66: 361-373. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2014.08.043>
- Lürling M, Faassen EJ (2012) Controlling toxic cyanobacteria: Effects of dredging and phosphorus-binding clay on cyanobacteria and microcystins. *Water Res* 46:1447–1459. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2011.11.008>
- Lürling M, Mackay E, Reitzel K, Spears BM (2016a) Editorial – A critical perspective on geo-engineering for eutrophication management in lakes. *Water Res* 97:1–10. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2016.03.035>
- Lürling M, Meng D, Faassen EJ (2014) Effects of hydrogen peroxide and ultrasound on biomass reduction and toxin release in the cyanobacterium, *Microcystis aeruginosa*. *Toxins (Basel)* 6:3260–3280. <https://doi.org/10.3390/toxins6123260>
- Lürling M, Mucci M (2020) Mitigating eutrophication nuisance: in-lake measures are becoming inevitable in eutrophic waters in the Netherlands. *Hydrobiologia* 847:4447–4467. <https://doi.org/10.1007/s10750-020-04297-9>
- Lürling M, Tolman Y (2010) Effects of lanthanum and lanthanum-modified clay on growth, survival and reproduction of *Daphnia magna*. *Water Res* 44:309–319. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2009.09.034>
- Lürling M, Tolman Y (2014) Effects of commercially available ultrasound on the zooplankton grazer *Daphnia* and consequent water greening in laboratory experiments. *Water (Switzerland)* 6:3247–3263. <https://doi.org/10.3390/w6113247>

- Lürling M, van Oosterhout F (2013) Case study on the efficacy of a lanthanum-enriched clay (Phoslock®) in controlling eutrophication in Lake Het Groene Eiland (The Netherlands). *Hydrobiologia* 710:253–263. <https://doi.org/10.1007/s10750-012-1141-x>
- Lürling M, van Oosterhout F (2014) Effect of selected plant extracts and D- and L-lysine on the cyanobacterium *Microcystis aeruginosa*. *Water (Switzerland)* 6:1807–1825. <https://doi.org/10.3390/w6061807>
- Lürling M, Waajen G, de Senerpont Domis LN (2016b) Evaluation of several end-of-pipe measures proposed to control cyanobacteria. *Aquat Ecol* 50:499–519. <https://doi.org/10.1007/s10452-015-9563-y>
- Lürling M, Waajen G, Engels B, van Oosterhout F (2017) Effects of dredging and lanthanum-modified clay on water quality variables in an enclosure study in a hypertrophic pond. *Water (Switzerland)* 9:. <https://doi.org/10.3390/w9060380>
- Matthijs HCP, Visser PM, Reeze B, et al (2012) Selective suppression of harmful cyanobacteria in an entire lake with hydrogen peroxide. *Water Res* 46:1460–1472. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2011.11.016>
- Merel S, Walker D, Chicana R, et al (2013) State of knowledge and concerns on cyanobacterial blooms and cyanotoxins. *Environ Int* 59:303–327. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2013.06.013>
- Miranda M, Noyma N, Pacheco FS, et al (2017) The efficiency of combined coagulant and ballast to remove harmful cyanobacterial blooms in a tropical shallow system. *Harmful Algae* 65:27–39. <https://doi.org/10.1016/j.hal.2017.04.007>
- Morgan B, Rate AW, Burton ED (2012) Water chemistry and nutrient release during the resuspension of FeS-rich sediments in a eutrophic estuarine system. *Sci Total Environ* 432:47–56. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2012.05.065>
- Murray-Gulde CL, Heatley JE, Schwartzman AL, Rodgers JH (2002) Algicidal effectiveness of Clearigate, Cutrine-Plus, and copper sulfate and margins of safety associated with their use. *Arch Environ Contam Toxicol* 43:19–27. <https://doi.org/10.1007/s00244-002-1135-1>

- Ni J, Yu Y, Feng W, et al (2010) Impacts of algal blooms removal by chitosan-modified soils on zooplankton community in Taihu Lake, China. *J Environ Sci* 22:1500–1507. [https://doi.org/10.1016/S1001-0742\(09\)60270-9](https://doi.org/10.1016/S1001-0742(09)60270-9)
- Norris B, Laws EA (2017) Nutrients and phytoplankton in a shallow, hypereutrophic urban lake: Prospects for restoration. *Water (Switzerland)* 9:. <https://doi.org/10.3390/w9060431>
- Noyma NP, de Magalhães L, Furtado LL, et al (2016) Controlling cyanobacterial blooms through effective flocculation and sedimentation with combined use of flocculants and phosphorus adsorbing natural soil and modified clay. *Water Res* 97:26–38. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2015.11.057>
- Noyma NP, De Magalhães L, Miranda M, et al (2017) Coagulant plus ballast technique provides a rapid mitigation of cyanobacterial nuisance. *PLoS One* 12:1–16. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0178976>
- Núñez M, Hurtado J (2005) Nota Científica Bioensayos de toxicidad aguda utilizando *Daphnia magna* Straus (Cladocera, Daphniidae) desarrollada en medio de cultivo modificado Acute toxicity bioassays using *Daphnia magna* Straus (Cladocera, Daphniidae) maintained in a modified culture . *Daphnia magna Rev peru biol Rev peru biol* 12:165–170
- Padisák J, Soróczki-Pintér É, Reznér Z (2003) Sinking properties of some phytoplankton shapes and the relation of form resistance to morphological diversity of plankton - An experimental study. *Hydrobiologia* 500:243–257. <https://doi.org/10.1023/A:1024613001147>
- Pan G, Chen J, Anderson DM (2011) Modified local sands for the mitigation of harmful algal blooms. *Harmful Algae* 10:381–387. <https://doi.org/10.1016/j.hal.2011.01.003>
- Phillips G, Kelly A, Pitt JA, et al (2005) The recovery of a very shallow eutrophic lake, 20 years after the control of effluent derived phosphorus. *Freshw Biol* 50:1628–1638. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2005.01434.x>
- Purcell D, Parsons SA, Jefferson B (2013) The influence of ultrasound frequency and power, on the algal species *Microcystis aeruginosa*, *Aphanizomenon flos-aquae*,

*Scenedesmus subspicatus* and *Melosira* sp. Environ Technol (United Kingdom) 34:2477–2490. <https://doi.org/10.1080/09593330.2013.773355>

Rajasekhar P, Fan L, Nguyen T, Roddick FA (2012a) A review of the use of sonication to control cyanobacterial blooms. Water Res 46:4319–4329. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2012.05.054>

Rajasekhar P, Fan L, Nguyen T, Roddick FA (2012b) Impact of sonication at 20kHz on *Microcystis aeruginosa*, *Anabaena circinalis* and *Chlorella* sp. Water Res 46:1473–1481. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2011.11.017>

Reichwaldt ES, Zheng L, Barrington DJ, Ghadouani A (2012) Acute Toxicological Response of *Daphnia* and *Moina* to Hydrogen Peroxide. J Environ Eng 138:607–611. [https://doi.org/10.1061/\(asce\)ee.1943-7870.0000508](https://doi.org/10.1061/(asce)ee.1943-7870.0000508)

Ruggiu D, Morabito G, Panzani P, Pugnetti A (2002) Trends and relations among basic phytoplankton characteristics in the course of the long-term oligotrophication of Lake Maggiore (Italy). Entomol Exp Appl 103:239–248. <https://doi.org/10.1023/A>

Ruley JE, Rusch KA (2002) An assessment of long-term post-restoration water quality trends in a shallow, subtropical, urban hypereutrophic lake. Ecol Eng 19:265–280. [https://doi.org/10.1016/S0925-8574\(02\)00096-4](https://doi.org/10.1016/S0925-8574(02)00096-4)

Schumaker RJ, Funk WH, Moore BC (1993) Zooplankton Responses to Aluminum Sulfate Treatment of Newman Lake, Washington. J Freshw Ecol 8:375–387. <https://doi.org/10.1080/02705060.1993.9664876>

Shan K, Song L, Chen W, et al (2019) Analysis of environmental drivers influencing interspecific variations and associations among bloom-forming cyanobacteria in large, shallow eutrophic lakes. Harmful Algae 84:84–94. <https://doi.org/10.1016/j.hal.2019.02.002>

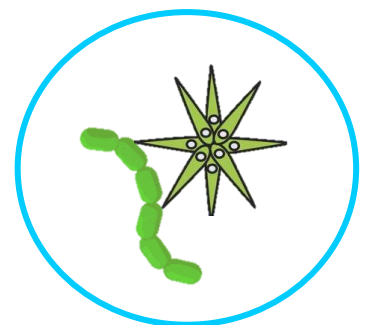
Shen X, Zhang H, He X, et al (2019) Evaluating the treatment effectiveness of copper-based algacides on toxic algae *Microcystis aeruginosa* using single cell-inductively coupled plasma-mass spectrometry. Anal Bioanal Chem 411:5531–5543. <https://doi.org/10.1007/s00216-019-01933-9>

- Sinha AK, Eggleton MA, Lochmann RT (2018) An environmentally friendly approach for mitigating cyanobacterial bloom and their toxins in hypereutrophic ponds: Potentiality of a newly developed granular hydrogen peroxide-based compound. *Sci Total Environ* 637–638:524–537. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.05.023>
- Soares MCS, Huszar VLM, Miranda MN, et al (2013) Cyanobacterial dominance in Brazil: distribution and environmental preferences. 1–12. <https://doi.org/10.1007/s10750-013-1562-1>
- Søndergaard M, Jeppesen E, Lauridsen TL, et al (2007) Lake restoration: Successes, failures and long-term effects. *J Appl Ecol* 44:1095–1105. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2007.01363.x>
- Spencer DF, Yeung HY, Greene RW (1983) Alteration in the zooplankton community of a fly ash treated lake. *Hydrobiologia* 107:123–130. <https://doi.org/10.1007/BF00017427>
- Su Y, Zhang C, Liu J, et al (2016) Assessing the impacts of phosphorus inactive clay on phosphorus release control and phytoplankton community structure in eutrophic lakes. *Environ Pollut* 219:620–630. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.06.029>
- Tang X, Zhang X, Cao T, et al (2018) Reconstructing clear water state and submersed vegetation on behalf of repeated flocculation with modified soil in an in situ mesocosm experiment in Lake Taihu. *Sci Total Environ* 625:1433–1445. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.01.008>
- Thoo R, Siuda W, Jasser I (2020) The effects of sodium percarbonate generated free Oxygen on *Daphnia* -implications for the management of harmful algal blooms. *Water (Switzerland)* 12:1–12. <https://doi.org/10.3390/W12051304>
- Van de Bund WJ, Van Donk E (2002) Short-term and long-term effects of zooplanktivorous fish removal in a shallow lake: A synthesis of 15 years of data from Lake Zwemlust. *Freshw Biol* 47:2380–2387. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2427.2002.01006.x>

- Van Duin EHS, Frinking LJ, Van Schaik FH, Boers PCM (1998) First results of the restoration of Lake Geerplas. *Water Sci Technol* 37:185–192. [https://doi.org/10.1016/S0273-1223\(98\)00069-9](https://doi.org/10.1016/S0273-1223(98)00069-9)
- van Oosterhout F, Lürling M (2013) The effect of phosphorus binding clay (Phoslock®) in mitigating cyanobacterial nuisance: A laboratory study on the effects on water quality variables and plankton. *Hydrobiologia* 710:265–277. <https://doi.org/10.1007/s10750-012-1206-x>
- Van Oosterhout F, Lürling M (2011) Effects of the novel “Flock & Lock” lake restoration technique on *Daphnia* in Lake Rauwbraken (The Netherlands). *J Plankton Res* 33:255–263. <https://doi.org/10.1093/plankt/fbq092>
- Visser PM, Ibelings BW, Bormans M, Huisman J (2016) Artificial mixing to control cyanobacterial blooms: a review. *Aquat Ecol* 50:423–441. <https://doi.org/10.1007/s10452-015-9537-0>
- Waajen G, Oosterhout F Van, Douglas G, Lürling M (2016) Management of eutrophication in Lake De Kuil (The Netherlands) using combined flocculant e Lanthanum modified bentonite treatment. *Water Res* 97:83–95. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2015.11.034>
- Weenink EFJ, Luimstra VM, Schuurmans JM, et al (2015) Combatting cyanobacteria with hydrogen peroxide: A laboratory study on the consequences for phytoplankton community and diversity. *Front Microbiol* 6:1–15. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2015.00714>
- Yamada-Ferraz TM, Sueitt APE, Oliveira AF, et al (2015) Assessment of Phoslock® application in a tropical eutrophic reservoir: An integrated evaluation from laboratory to field experiments. *Environ Technol Innov* 4:194–205. <https://doi.org/10.1016/j.eti.2015.07.002>

## CAPÍTULO 2

**Effects of the Floc & Sink technique on the biomass and composition of phytoplankton morpho-functional groups in eutrophic waters from tropical semi-arid region**



**Effects of the Floc & Sink technique on the biomass and composition of phytoplankton morpho-functional groups in eutrophic waters from tropical semi-arid region**

*Fernanda Monicelli Câmara Brito<sup>1\*</sup>*

*Fabiana Oliveira Araújo<sup>2</sup>*

*Karina Patrícia Vieira da Cunha<sup>3</sup>*

*Juliana Deo Dias<sup>1</sup>*

*Vanessa Becker<sup>1,3</sup>*

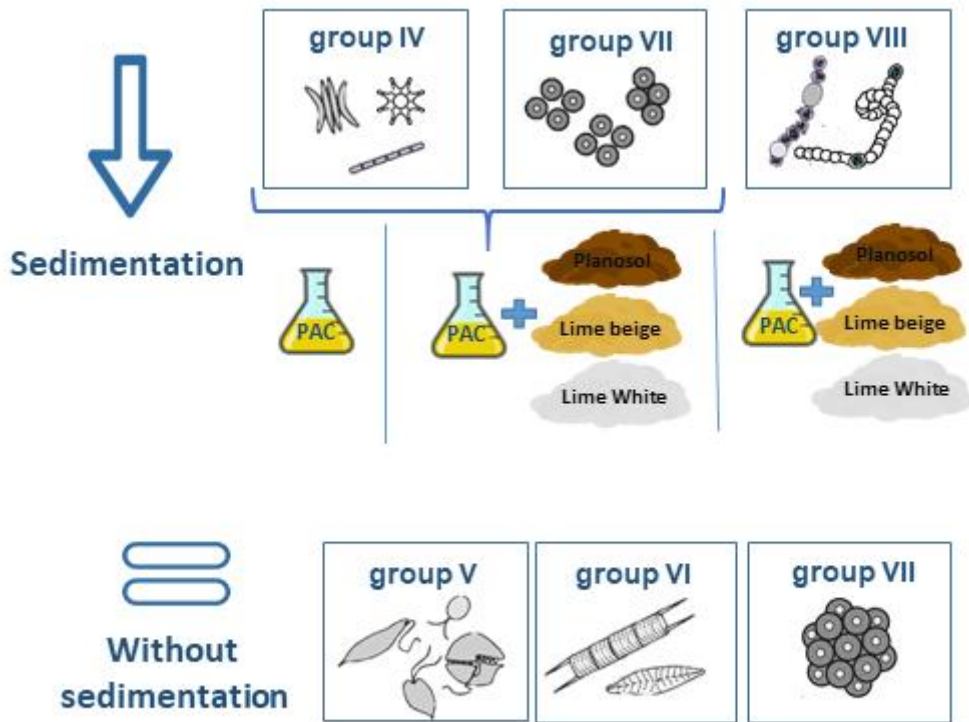
\*Corresponding author, monicellif@gmail.com

<sup>1</sup> Postgraduate Program in Ecology, Federal University of Rio Grande do Norte

<sup>2</sup> Postgraduate Program in Civil and Environmental Engineering, Federal University of Rio Grande do Norte

<sup>3</sup> Department of Civil and Environmental Engineering, Federal University of Rio Grande do Norte

**Submetido da Hydrobiologia, Special Issue: Emergente issues of neotropical aquatic ecosystems in the Antropocene**



Graphical abstract of Flocc & Sink results

## RESUMO

A técnica *Floc & Sink* (F&S) atua como medida para restaurar ambientes eutróficos por meio da coagulação e sedimentação da biomassa algal. As diferentes características das espécies fitoplanctônicas, como a morfologia e o mecanismo de resistência à sedimentação, podem impactar na eficácia da técnica. Neste estudo, objetivamos analisar os efeitos da técnica F&S na biomassa de algas e na composição do fitoplâncton, em águas eutróficas de reservatórios do semiárido tropical. Aplicamos coagulantes químicos e materiais naturais como lastro. Para avaliar estratégias adaptativas, como a flutuabilidade positiva das células, aplicamos a abordagem de Grupos Funcionais Baseados na Morfologia (MBFG). O experimento em laboratório envolveu tratamentos com adição de coagulante, isolado e combinados com os lastros naturais. Os efeitos da técnica sobre a biomassa e composição do fitoplâncton variaram de acordo com o mecanismo de resistência à sedimentação. O Grupo IV, sem características especializadas, sedimentou apenas com uso de coagulante. A presença de bainha mucilaginosa e aerótopos (*Microcystis aeruginosa*, Grupo VII) impediu sua sedimentação em todos os tratamentos. Nem o Grupo V (flagelados), nem o Grupo VI (diatomáceas pequenas) exibiram sedimentação. Além disso, as cianobactérias filamentosas (Grupo VIII) demonstraram maior resistência à sedimentação. Apesar disso, o emprego de materiais de lastro naturais proporciona uma alternativa econômica para a remoção da biomassa de algas.

**Palavras-chave:** cianobactérias; coagulação; geoengenharia; lastros naturais

## ABSTRACT

Floc & Sink (F&S) technique acts as a measure to restore eutrophic environments through coagulation and sedimentation of algal biomass. The different characteristics of phytoplankton species, such as morphology and the mechanism of resistance to sedimentation, can affect the effectiveness of the technique. In this study, we aimed to analyze the effects of the F&S technique on algal biomass and phytoplankton composition, in eutrophic waters from reservoirs in the tropical semi-arid. We employed chemical coagulant, and natural ballast materials. To assess adaptive strategies, such as positive buoyancy of cells, we applied the Morphology-Based Functional Groups

(MBFG) approach. The experiment in the laboratory involved treatments with addition of coagulant, isolated and in combination of the ballasts. The effects of technique on the phytoplankton biomass and composition varied according to the sedimentation resistance mechanism. The Group IV, lacking specialized characteristics, sedimented with the use of coagulant alone. The presence of a mucilage sheath and aerotopes (*Microcystis aeruginosa*, Group VII) prevented its sedimentation in all treatments. Neither Group V (flagellates) and Group VI (small diatoms), exhibited sedimentation. Also, filamentous cyanobacteria (Group VIII) demonstrated enhanced resistance to sedimentation. Furthermore, employing natural ballast materials provides a cost-effective alternative for removing algal biomass.

**Keywords** – cyanobacteria; coagulation; geoengineering; natural ballasts.

## **Introduction**

Eutrophication is a widespread problem and one of its main consequences is the proliferation of cyanobacteria, which can lead to a public health issue due to the production of cyanotoxins, posing challenges for water management (Schindler et al., 2008; Huisman et al., 2018; Bonilla et al., 2023). Other consequences of eutrophication include high concentrations of nutrients and turbidity, depletion of dissolved oxygen, reduction in biodiversity, and fish mortality (Dodds et al., 2009; Paerl & Huisman, 2009; Le Moal et al., 2019).

The reduction of external nutrient loads should be the first management measure to be adopted to restore a eutrophic lake, as it is a direct management strategy (Cooke et al., 2005; Lürling et al., 2016). However, despite this reduction in external loads, lake recovery is slow due to phosphorus (P) internal loading from sediment (Sondergaard et al., 2001; Lürling et al., 2016b). This process is responsible for maintaining the symptoms of eutrophication (Sondergaard et al., 2001). Moreover, P is the primary resource for sustaining the biomass of cyanobacteria, particularly those forming blooms and potentially producing toxins (Paerl & Huisman, 2009; Bonilla et al., 2023).

Among the chemical techniques to mitigate the eutrophication, geoengineering involves manipulating the biogeochemical cycle of phosphorus (Lürling et al., 2016a). In geoengineering, there are two main techniques that can be used: Floc & Sink (Noyma et

al., 2017; Lucena-Silva et al., 2019; Arruda et al., 2021; Drummond et al., 2022) and Floc & Lock (Lürling et al., 2016a; Lürling & Mucci, 2020).

The Floc & Sink (F&S) technique acts as a restoration measure for eutrophication by promoting the coagulation, flocculation and sedimentation of algal biomass, removing particulate phosphorus present in the water column through the application of coagulants and ballasts (Noyma et al., 2017; Lucena-Silva et al., 2019, 2022; Drummond et al., 2022). The coagulant destabilizes the suspended particles in the water, leading to the formation of flocs, and the ballasts assist in sedimentation by increasing the weight of the formed flocs (Pan et al., 2011).

The use of aluminum-based coagulants, such as Polyaluminum chloride (PAC), is widely employed in Floc & Sink and Floc & Lock techniques (Jančula & Marsálek, 2011; Lürling et al., 2020a). PAC is an inorganic cationic hydroxyl polymer containing aluminum species, which are positively charged (Zarchi et al., 2013). Initially, the coagulants alter the physical state of particles in the water, causing them to come together through changes in electrostatic and ionic forces (Auerbach et al., 2008). Subsequently, physical contact between the particles increases the size of the flocs (flocculation) and PAC acts as a bridging agent, entrapping the cyanobacteria (Noyma et al., 2017). The performance of PAC coagulation can be influenced by the initial pH of the water (Yang et al., 2010; Araújo et al., 2018a) and the presence of organic matter, predominantly composed of humic substances (Edzwald, 1993; Pernitsky and Edzwald, 2006; Naceradska et al., 2019). These two parameters affect the amount of positive and negative charges present in the water.

Ballasts are necessary to counteract the adaptive strategies of cyanobacteria in regulating their position in the water column, as they possess positive buoyancy, which makes their sedimentation challenging with coagulants alone (Miranda et al., 2017; Lürling et al., 2020b). Ballasts can be natural or modified materials (Noyma et al., 2017). Chemically modified materials, such as Lanthanum Modified Bentonite (Phoslock<sup>®</sup>), are costly, making them economically unfeasible in developing countries. Therefore, the search for alternative materials becomes necessary. Natural materials have emerged as potential alternatives (Mucci et al., 2018; Cavalcante et al., 2021; Monicelli et al., 2021). Natural bentonites and local soils have been tested and shown promising results in sedimenting algal biomass when combined with aluminum-based coagulants (Noyma et al., 2017; de Magalhães et al., 2019; Lucena-Silva et al., 2019; Lürling et al., 2020a).

The different characteristics of phytoplankton species and groups, such as sedimentation resistance mechanisms (presence of gas vesicles, mucilage sheaths, flagella, among others), which regulate the position of these organisms in the water column (Padisák et al., 2003), can reduce the effectiveness of the technique (Lucena-Silva et al., 2022). Algal morphology can also influence sedimentation efficiency. For example, colonies of Cyanobacteria species, such as *Microcystis aeruginosa* (Kützing) Kützing may be more difficult to sediment than filaments (Miranda et al., 2017), however colonies of *Aphanocapsa delicatissima* W. West & G.S. West, *Merismopedia glauca* (Ehrenberg) Kützing, and *Merismopedia tenuissima* Lemmermann were more easily removed than large filamentous cyanobacteria (Lucena-Silva et al., 2019). Therefore, understanding the effects of the technique and its products on the phytoplankton community is relevant because the Floc & Sink (F&S) technique has an indiscriminate impact on phytoplankton groups, and thus, both cyanobacteria and other groups can be removed or exhibit resistance to sedimentation (Lucena-Silva et al., 2022).

The approach of functional groupings based on measurable morphological and functional criteria has been widely used to explain and predict phytoplankton responses to environmental changes, such as trophic state alterations and climate change (Kruk et al., 2010; Izaguirre et al., 2012; Reynolds et al., 2014; Rangel et al., 2016; Segura et al., 2018; Vanderley et al., 2022). The classification system by Kruk et al. (2010), Morphology-Based Functional Groups (MBFG), was formulated based on morphological traits such as cell shape and size, presence of mucilage, flagella, gas vesicles, and silica exoskeleton. An assessment using this approach can provide information on the predictability of phytoplankton species that are more susceptible or resistant to removal from the water column through sedimentation, particularly when using products for eutrophication control such as the Floc & Sink (F&S) technique (Lucena-Silva et al., 2022).

Knowledge about the effects of the technique on phytoplankton is still limited, especially concerning non-target species (Peng et al., 2019). These non-target species often have higher nutritional value for zooplankton, and their sedimentation can have impacts on diet of these organisms. Therefore, studies aimed at determining the effects of F&S on the removal of species important in the zooplankton diet are deemed necessary (Lucena-Silva et al., 2022).

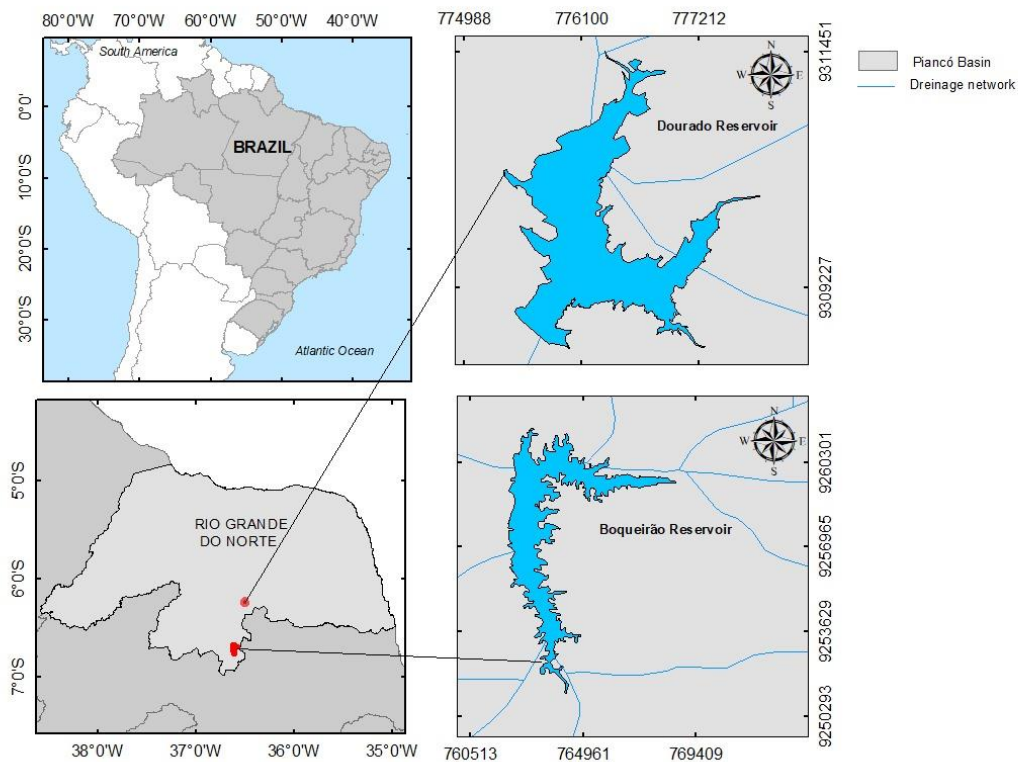
The goal of this study was to analyze the effects on biomass and phytoplankton composition when applying the F&S mitigation technique in eutrophic waters of

reservoirs in the tropical semiarid region. In an experimental scale, we used a chemical coagulant (Polyaluminium chloride) and natural materials (Planosol and limestones) as ballasts for sedimentation. We applied a functional approach, Morphoplogy-Based Functional Groups (MBFG), based on morphological characteristics of phytoplankton (Kruk et al., 2010), to assess which adaptive mechanisms are more resistant to sedimentation. Our hypothesis is that groups with the presence of gas vesicles and mucilage (MBFG III, VII and VIII) will be more difficult to sediment.

## Methods

### *Study area and sampling*

The water samples were obtained from the Boqueirão de Parelhas (Parelhas/RN) and Dourado (Currais Novos/RN) reservoirs, located in the Brazilian semi-arid region (Figure 1). These reservoirs are located in the Brazilian semi-arid region, in the Piancó-Piranhas-Açu River basin, sub-basin of the Seridó River. This sub-basin occupies 22.7% of the total basin and has the largest number of dams - 40% of the Piancó-Piranhas-Açu reservoirs, which in turn has an average rainfall of 639 mm/year and a negative water balance (ANA, 2016).



**Figure 1**-Location of studied reservoirs, Boqueirão de Parelhas and Dourado.

These reservoirs are chosen because they have been affected by eutrophication over the years, with cyanobacteria dominance (Figueiredo & Becker, 2018; Leite & Becker, 2019; Braga & Becker, 2020; Santos et al., 2021). Sampling was conducted at the subsurface ( $\pm 40$ cm) of the water column using a van Dorn bottle, near to the water intake sampling point for human supply. The samples were placed in a dark 20l gallon and taken to the laboratory in nearly 22 °C.

The sampling was realized in 2023 January and in this month Boqueirão and Dourado were 4.8 e 2.5 meters deep and with 6.5 and 3.2 percent of the total volume, respectively. The reservoirs were in similar initial conditions (Table 1). Boqueirão reservoir exhibited high algal biomass and higher pH and absorbance at 254 nm values. Dourado reservoir had the highest chlorophyll-a and total phosphorus values and the lowest pH value.

**Table 1** Initial characterization of water in the reservoirs used in this study.

<b>Paramether</b>	<b>Boqueirão</b>	<b>Dourado</b>
pH	9.08	8.64
Abs 254 (nm)	0.419	0.396
Total Phosphorus ( $\mu\text{g L}^{-1}$ )	88.0	241.3
Soluble Reactive Phosphorus ( $\mu\text{g L}^{-1}$ )	DL	DL
Chlorophyll-a ( $\mu\text{g L}^{-1}$ )	148.8	179.9
Phytoplankton Biomass ( $\text{mg L}^{-1}$ )	60.5	59.4
Eufotic zone (m)	1,56	0,66

DL= Below the detection limit.

### *Products/Materials*

The coagulant used in this study was Polyaluminum chloride (PAC) ( $\text{Al}_2\text{O}_3 = 16.2\%$ ). The ballast materials tested were: a natural soil from the semi-arid region - Planosol; two commercially available limestones – calcitic (beige) limestone and one dolomitic (white) limestone. The ballast dose was fixed at  $100 \text{ mg L}^{-1}$  (Cavalcante et al., 2022), and the dose of Polyaluminium chloride (PAC) was  $4 \text{ mg L}^{-1}$  of aluminum (Araújo et al., 2018a).

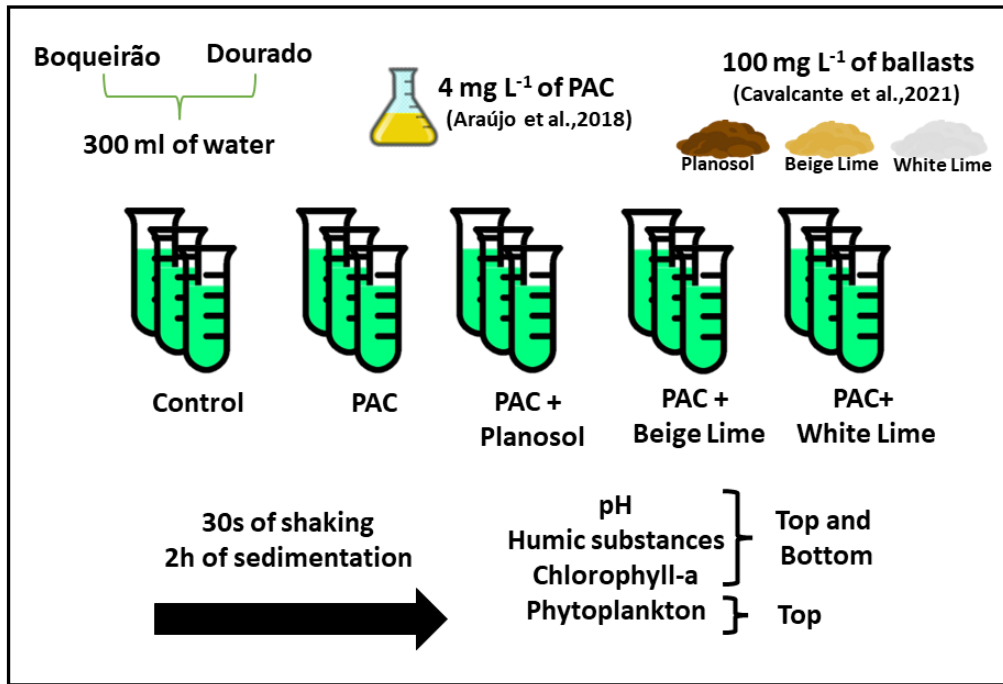
### *Experimental design*

The treatments consisted of the addition of the coagulant alone and combined with

the ballasts, as well as a control where no material was added. Aliquots of 300 ml of raw water from the reservoirs were placed in graduated cylinders (Figure 2). The Polyaluminium chloride (PAC) was added first, followed by the addition of the different ballasts used in their respective treatments (all in triplicate), resulting in a total of 15 experimental units per reservoir. The mixture was then stirred with a glass rod for 30 seconds. After 2 hours (Drummond et al., 2022) pH (HACH), humic substances (absorbance at 254 nm), and chlorophyll-a (Jespersen & Christoffersen, 1988) variables were measured at the top and bottom of the graduated cylinders.

Water samples containing the phytoplankton community (2 mL) were collected from the top of the graduated cylinders. After collection, the samples were properly fixed with Lugol's solution and stored. The identification and counting of phytoplankton were conducted using an inverted microscope (400x magnification). The individuals were counted in randomly selected fields (Uhelinger, 1964) using the sedimentation technique (Utermöhl, 1958). The biovolume ( $\text{mm}^3 \text{L}^{-1}$ ) was calculated based on approximate geometric shapes (Hillebrand et al., 1999), assuming that  $1 \text{ mm}^3 \text{L}^{-1} = 1 \text{ mg L}^{-1}$  (Wetzel & Likens 2000). The phytoplankton species were classified into morpho-functional groups, Morphology-Based Functional Groups - (MBFG), by Kruk et al. (2010) and Reynolds et al. (2014): MBFG I - small organisms with high surface-to-volume ratio; MBFG II - small flagellated algae with silica exoskeletons; MBFG III - large filamentous organisms with aerotopes; MBFG IV - medium-sized organisms without specialized characteristics; MBFG V - medium to large-sized flagellated unicellular organisms; MBFG VI - non-flagellated organisms with silica exoskeletons; MBFG VII - large colonies with mucilage; MBFG VIII - nitrogen-fixing Cyanobacteria with aerotopes.

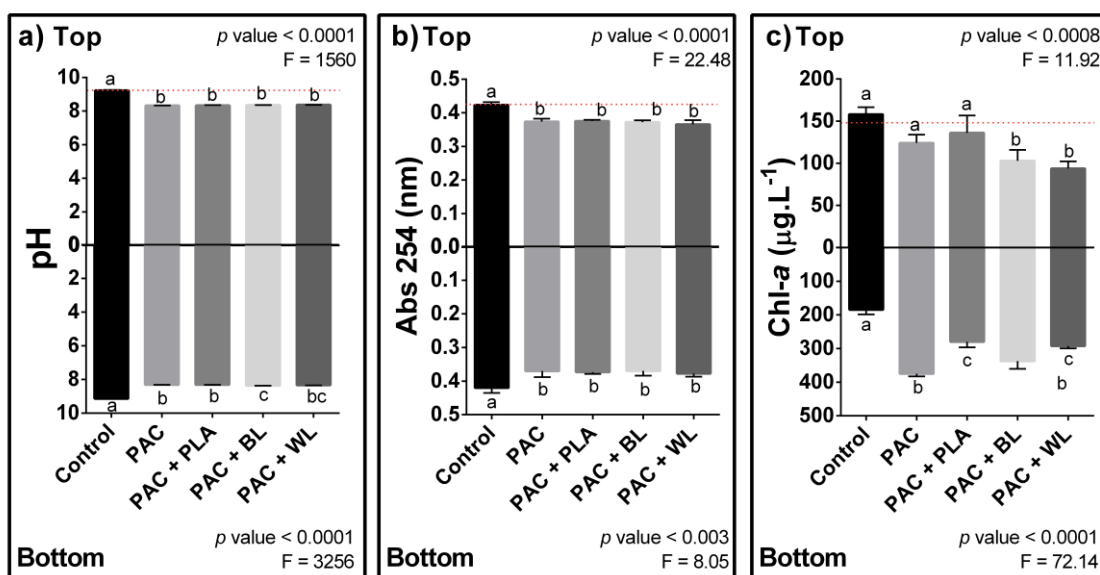
To analyze which treatments were different from the control, a one-way analysis of variance (ANOVA) was performed with a significance level of ( $p < 0.05$ ) for pH, humic substances, chlorophyll-a, and MBFG functional groups. The assumptions for the analysis of variance were checked: data normality and normality of residuals using the Shapiro-Wilk test ( $p < 0.05$ ), and homoscedasticity using the Levene's test ( $p < 0.05$ ). A Tukey test ( $p < 0.05$ ) was performed to differentiate the variables analyzed and the groups sedimentation between treatments. The analyses were conducted using R Studio software version 4.3.0.



**Figure 2** Scheme of the experimental design of the application of the Floc & Sink (F&S) technique. PAC = Polyaluminium chloride.

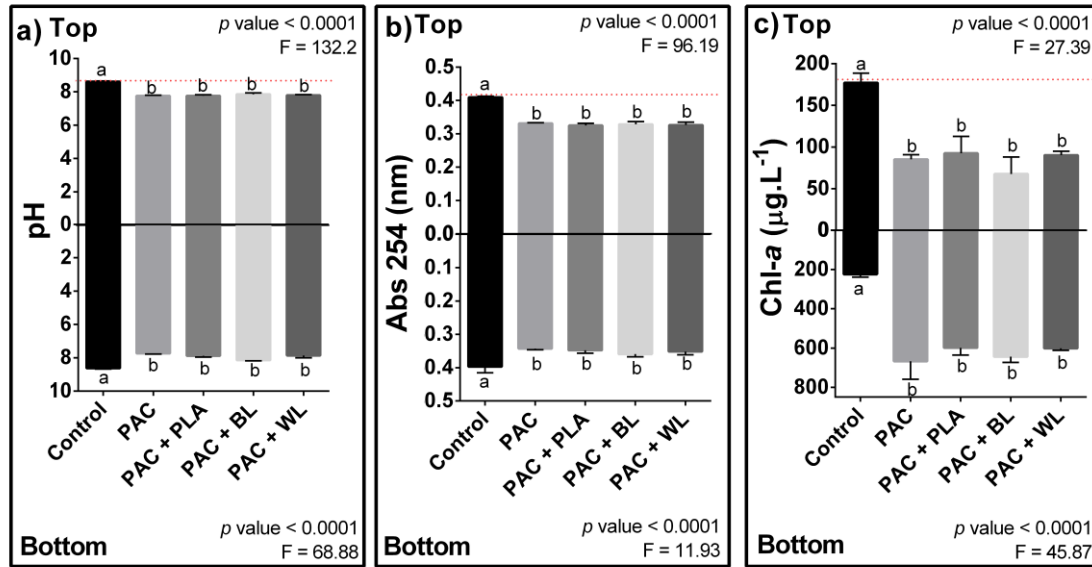
## Results

In the Boqueirão reservoir (Figure 3) the pH decreased in all treatments, however the values remained above 8 both at the surface ( $p < 0.0001$ ) and at the bottom ( $p < 0.0001$ ) (Figure 2a). Humic substances resulted in statistically lower values at the surface ( $p < 0.0001$ ) and at the bottom ( $p < 0.003$ ) (Figure 3b) and removal percentages around 15% after the application of all treatments (Figure 6a). Chlorophyll-a decreased at the surface ( $p < 0.008$ ) with the PAC+BL ( $p < 0.001$ ) and PAC+WL ( $p < 0.0001$ ) treatments, which were statistically different from the control, though the values remained above  $90 \mu\text{g L}^{-1}$  (Figure 3c). At the bottom, all treatments showed an increase in chlorophyll-a concentrations ( $p < 0.0001$ ). This reservoir obtained removal percentages of around 20% in treatments with only PAC and PAC+PLA, and 40 to 50% after application of PAC+BL and PAC+WL (Figure 6b).



**Figure 3** Results of Floc & Sink in the Boqueirão de Parelhas reservoir. a) pH; b) humic substances (abs 254); c) chlorophyll-a (chl-a). PAC: Polyaluminum chloride; PLA: Planosol; BL: Beige Limestone; WL: White Limestone. Red dashed line: initial values found in the water. The values above the black line represent the values at the top of the graduated cylinders and the values below the black line represent the values at the bottom of the graduated cylinders. The letters represent the equality or difference of the parameters between the treatments at the top or bottom.

In the Dourado reservoir (Figure 4), pH and humic substances (Figure 4a and 4b) decreased in both the top ( $p < 0.0001$  for both) and bottom (pH:  $p < 0.0001$ ; humic substances:  $p < 0.0008$ ) for all treatments, similar to the Boqueirão reservoir. The pH remained with a final average of 7.8 in the top. For humic substances the removal percentage was around 20% (Figure 6a). Chlorophyll-a decreased in the tops ( $p < 0.0001$ ) and increased in the bottoms ( $p < 0.0001$ ) of the vials after 2 hours of sedimentation, and all treatments were statistically different from the control. However, the values remained above  $60 \mu\text{g L}^{-1}$  for chlorophyll-a (Figure 4c). The percentage of chlorophyll-a removal was around 60 to 80% (Figure 6b).

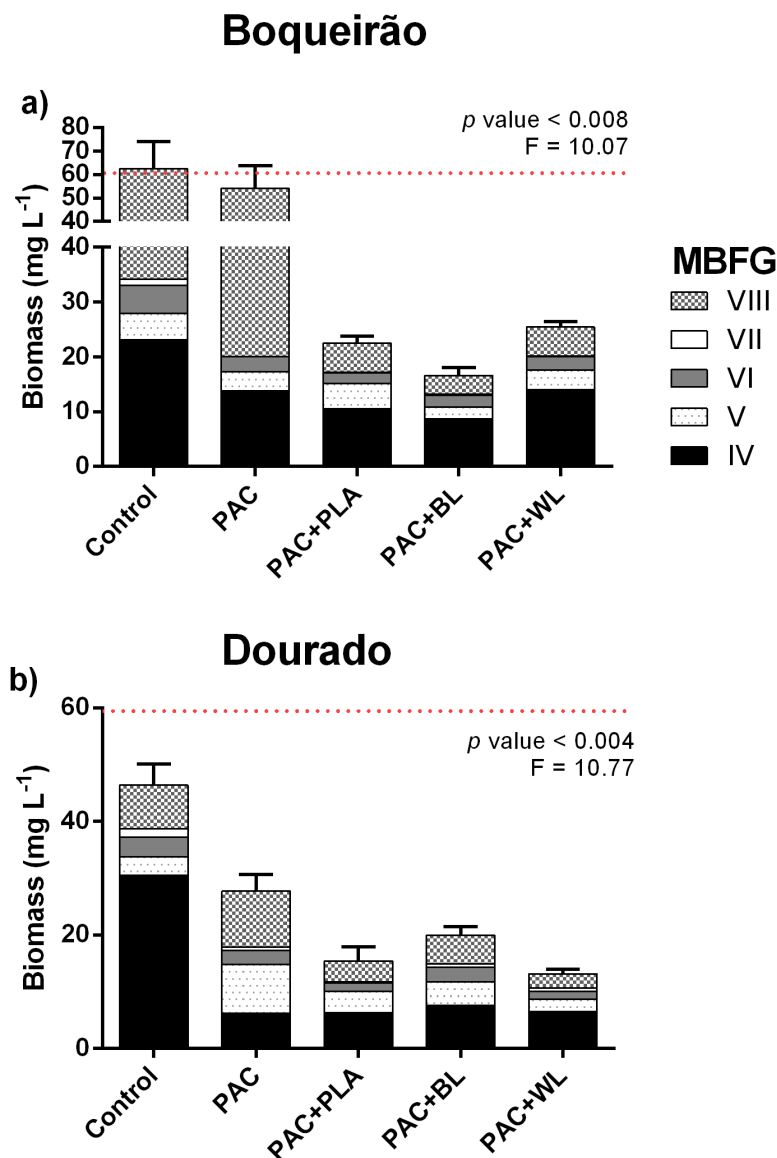


**Figure 4** Results of Floc & Sink in the Dourado reservoir. a) pH; b) humic substances (abs 254); c) chlorophyll-a (chl-a). PAC: Polyaluminum chloride; PLA: Planosol; BL: Beige Limestone; WL: White Limestone. Red dashed line: initial values found in the water. The values above the black line represent the values at the top of the graduated cylinders and the values below the black line represent the values at the bottom of the graduated cylinders. The letters represent the equality or difference of the parameters between the treatments at the top or bottom.

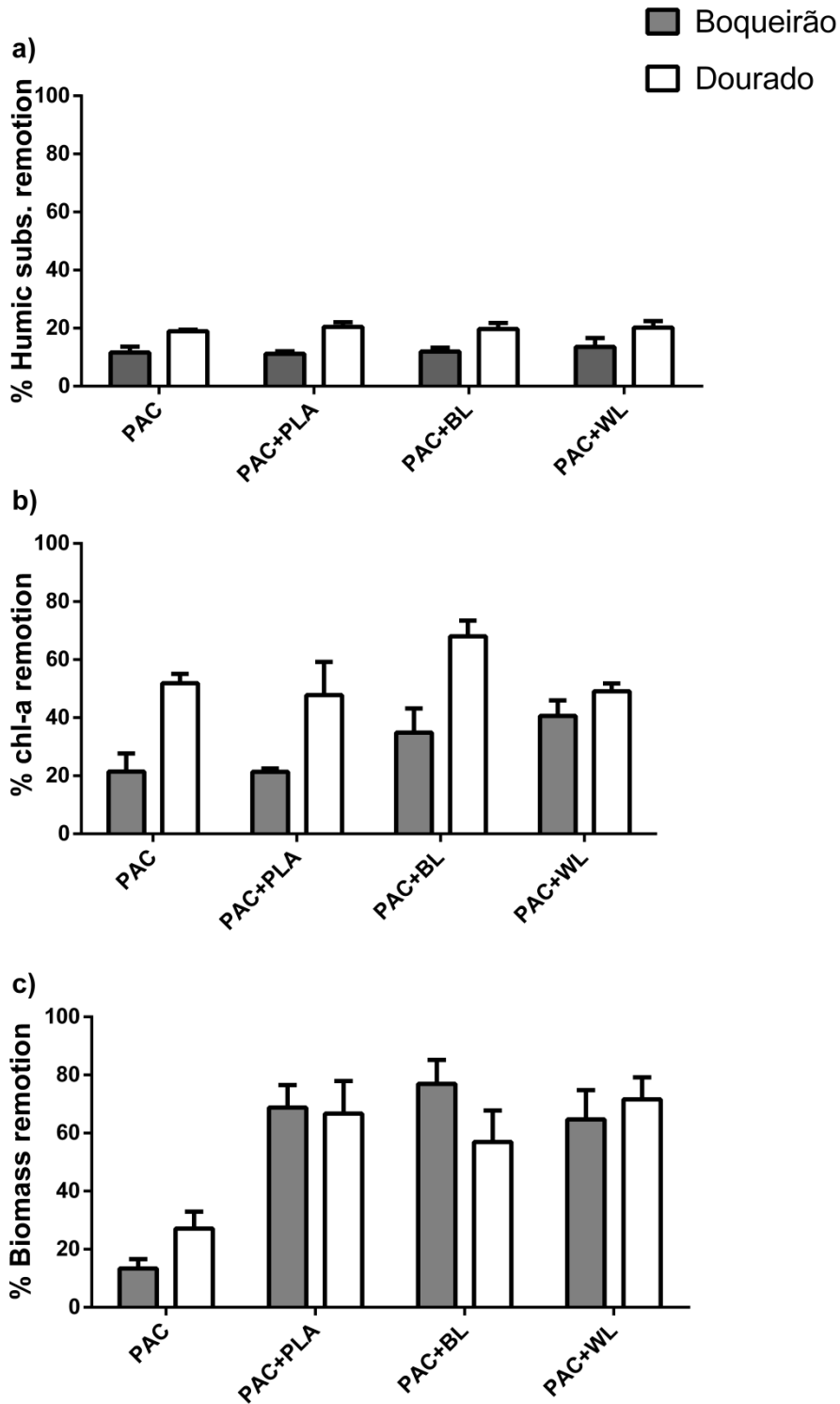
In Boqueirão reservoir, the total biomass of phytoplankton was sedimented in all combined treatments (PAC+PLA=  $p < 0.001$ ; PAC+BL=  $p < 0.001$ ; PAC+WL=  $p < 0.05$ ) (Figure 4a), with removal rates of 68.8%, 76.9%, and 64.7%, respectively (Figure 6). Five MBFG groups were identified (IV, V, VI, VII, and VIII) (Table 2). Groups IV and VIII predominated in terms of biomass (Figure 5a). In the analysis of biomass for the MBFG groups, Group IV showed a significant reduction ( $p < 0.0007$ ;  $F = 12.24$ ; Table 1 supplementary material) compared to the control after the application of the coagulant alone or combined with natural materials (Figure 5a). Group MBFG VIII exhibited a decrease in biomass ( $p < 0.0004$ ;  $F = 13.86$ ) between the control and treatments combined with the coagulant and all natural materials (PAC+PLA, PAC+BL, PAC+WL; Figure 4b; Table 1 supplementary material). For MBFG groups V ( $p < 0.87$ ;  $F = 0.28$ ), VI ( $p < 0.09$ ;  $F = 2.63$ ), and VII ( $p < 0.055$ ;  $F = 3.35$ ), there were no significant differences in biomass reduction among the evaluated treatments.

For the water from the Dourado reservoir, the total phytoplankton biomass was sedimented in all analyzed treatments ( $p < 0.004$ ; Figure 5b), with removal rates of 27.1%, 66.7%, 60.0%, and 71.6% for PAC, PAC+PLA, PAC+BL, PAC+WL, respectively (Figure 6). The same five MBFG groups (IV, V, VI, VII, and VIII) were identified (Table 2). MBFG group IV predominated in this reservoir and showed a significant decrease

( $p < 0.0001$ ;  $F = 47.63$ ; Table 2 supplementary material) after the application of the coagulant alone and combined with all tested materials, as well as MBFG group VII, which also sedimented after all the treatments ( $p < 0.0002$ ;  $F = 16.32$ ; Table 2 supplementary material; Figure 5b). For MBFG group VIII, a significant reduction in biomass was only observed ( $p < 0.003$ ;  $F = 8.95$ ; Table 2 supplementary material) with treatments combining the coagulant and natural materials (PAC+PLA, PAC+BL, PAC+WL; Figure 4d). MBFG groups V ( $p < 0.30$ ;  $F = 1.38$ ) and VI ( $p < 0.23$ ;  $F = 1.64$ ) did not show significant differences in biomass reduction for any of the treatments.



**Figure 5** Results of total biomass and relative biomass of phytoplankton by functional group (MBFG) after the application of floc and sink in different reservoirs. a) Total phytoplankton biomass per functional group in the Boqueirão reservoir; b) Total phytoplankton biomass per functional group in the Dourado reservoir. PAC Polyaluminum chloride; PLA: Planosol; BL: Beige Limestone; WL: White Limestone. Red dashed line: initial values found in the water.



**Figure 6** Results of removal percentage after the Floc & Sink experiment. a) Removal percentage of humic substances; b) Removal percentage of chlorophyll-a (chl-a); c) Removal percentage of phytoplankton biomass; PAC: Polyaluminum chloride PLA: Planosol; BL: Beige Limestone; WL: White Limestone.

**Table 2** Classification of phytoplankton species according to functional groups based on morphology (MBFG; Kruk et al., 2010 and Reynolds et al., 2014) in the Boqueirão and Dourado reservoirs.

MBGF	Description	Boqueirão	Dourado
IV	Medium-sized organisms without specialized characteristics	<i>Pseudanabaena</i> Lauterborn sp. (CYA) <i>Scenedesmus</i> Meyen sp. (CHL) <i>Tetraedron minimum</i> (A.Braun) Hansgirg (CHL) <i>Monactinus simplex</i> (Meyen) Corda (CHL)	<i>Scenedesmus</i> Meyen sp. (CHL) <i>Tetraedron minimum</i> (A.Braun) Hansgirg (CHL) <i>Monactinus</i> Corda sp. (CHL) <i>Closterium</i> Nitzsch ex Ralfs sp. (CHL) <i>Chlorella</i> M. Beijerinck sp. (CHL)
V	Unicellular organisms with flagella	<i>Cryptomonas pyrenoidifera</i> Geitler (CRYP) <i>Trachelomonas volvocina</i> (Ehrenberg) Ehrenberg (EUG)	<i>Rhodomonas</i> Karsten sp. (CRYP) <i>Cryptomonas</i> Ehrenberg spp. (CRYP) <i>Trachelomonas</i> sp. (EUG)
VI	Organisms with siliceous exoskeletons without flagella	<i>Nitzschia</i> Hassall sp. (BAC) Pennales spp. (BAC)	<i>Nitzschia</i> Hassall sp. (BAC) Pennales spp. (BAC)

VII	Large mucilaginous colonies	<i>Microcystis aeruginosa</i> (Kützing) Kützing (CYA) Chlorococcales spp. (CHL)	Chroococcales sp. (CYA) Chlorococcales sp. (CHL)
VIII	Nitrogen-fixing filamentous cyanobacteria with aerotopes	<i>Raphidiopsis raciborskii</i> (Woloszynska) Aguilera, Berrendero Gómez, Kastovsky, Echenique & Salerno (CYA) <i>Aphanizomenon gracile</i> Lemmermann (CYA)	<i>Raphidiopsis raciborskii</i> (Woloszynska) Aguilera, Berrendero Gómez, Kastovsky, Echenique & Salerno (CYA) <i>Anabaenopsis</i> <u>V.V.Miller</u> sp. (CYA)

Taxonomics groups: BAC= Bacillariophyceae; CHL= Chlorophyceae; CYA = Cyanobacteria; CRYP= Cryptophyceae; EUG = Euglenophyceae

## Discussion

The Floc & Sink (F&S) technique acts as a measure to restore eutrophic environments through coagulation/flocculation and sedimentation of algae biomass. Our results demonstrate the technique's potential when using a combination of low-dose chemical coagulant (PAC) and natural ballasts, such as planosol, white limestone and beige limestone, for the removal of algal biomass. Also, our study revealed that the effects of F&S on the biomass and composition of phytoplankton groups varied according to the morphological adaptations of the species and the application of the coagulant alone or in combination with natural materials, used as ballast. Despite the potential of the F&S technique reported in our study, the results suggest that environments with a great abundance of species with aerotopes, flagella, small diatoms and in particular the presence of *Microcystis aeruginosa* can hinder or even derail the effectiveness of the Floc & Sink technique.

Morpho-functional groups, especially those utilizing positive flotation mechanisms like aerotopes and mucilage, displayed greater resistance to sedimentation. Effective biomass removal was achieved when combining the coagulant with natural materials, specifically in MBFG VII (except for Boqueirão, which had the presence of *M. aeruginosa*), and MBFG VIII (nitrogen-fixing filamentous cyanobacteria with aerotopes) groups. Additionally, the MBFG IV group, composed of medium-sized organisms without specialized flotation structures, was removed by sedimentation in all treatments for both reservoirs. Our experiments demonstrated that phytoplankton species with adaptive mechanisms, such as those belonging to MBFG group VIII (such as *Raphidiopsis raciborskii*, *Anabaenopsis sp.* and *Aphanizomenon gracile*), nitrogen-fixing filamentous cyanobacteria with aerotopes, can be removed with the combinations of the coagulant and natural material ballasts.

The F&S technique takes into account the variability of environmental conditions and water quality, as the presence of organisms, pH, and humic substances can affect its efficacy. The high pH values and humic substances found in this study may have interfered with the coagulation process. Studies have shown that PAC has its best efficiency when pH values are below and the reservoirs in this study had pH values higher than 8 (Araújo et al., 2018b; Habtemariam et al., 2021). The pH affects surface charges, the forms of coagulants, and impurities to be removed. In a pH range of 6.0-7.0, coagulation is more favorable due to the presence of positively charged aluminum species

promoting floc formation (Pernitsky & Edzwald, 2006; Naceradska et al., 2019). Therefore, the high pH in our study may have adversely affected coagulation.

The addition of PAC can decrease the pH of water due to the presence of aluminum, as hydrogen ions are released during the hydrolysis of aluminum-based coagulants (Cooke et al., 2005; Lürling and Oosterhout, 2013). In our study, PAC reduced the pH by at least one unit in all reservoirs, but the pH values remained within the range considered safe (6-9) for aquatic organisms (Cooke et al., 2005; Jančula and Maršálek, 2011). PAC causes less pH reduction and also has the advantage of being effective at a lower dose compared to other coagulants (Julio et al., 2010).

The presence of humic substances can also affect the efficiency of Floc & Sink, as the coagulation process is influenced by organic matter, which is mostly composed of humic substances (Edzwald, 1993; Naceradska et al., 2019). Humic substances are negatively charged (Yan et al., 2008) and can react with aluminum, forming complexes and adsorbing onto particle surfaces, thereby hindering coagulation in algal-rich waters (Pernitsky & Edzwald, 2006). In this regard, a higher concentration of humic substances increases the amount of negative charges in the water, which may require a higher dose of coagulant (Pernitsky & Edzwald, 2006). Furthermore, humic substances can decrease after application as a portion of the sediment along with the flocs, which corroborates with our findings of decreased humic substance levels (Liu et al., 2009; Lürling & Oosterhout, 2013b). pH and humic substances directly affect the effectiveness of the technique, impairing coagulation, which may form smaller flocs and consequently affect sedimentation, then despite the sedimentation of more than 60% of the total biomass, the values of chlorophyll-a remained elevated for both reservoirs.

The flakes that form are often not able to settle with just the use of PAC, remaining on the surface, as they normally have a low density (Henderson et al., 2008; Noyma et al., 2017). Therefore, the addition of a weighting agent is important to facilitate biomass sedimentation (Lürling & Oosterhout, 2013a). Natural materials combined with PAC have shown promising results in algal biomass removal (de Magalhães et al., 2017; Noyma et al., 2017). Additionally, these weighting agents can also serve as adsorbents (Monicelli et al., 2021), but they are only applicable where internal loading is the main driver of algal proliferation, making cheaper and easily accessible weighting agents more suitable than more expensive compounds like modified clays (Noyma et al., 2017).

The morphology of algal cells can also have a significant impact on coagulation (Arruda et al., 2021). Flocs formed by filamentous species, such as *Raphidiopsis*

*raciborskii*, are generally larger than those formed by spherical unicellular species (Li et al., 2018). Arruda et al. (2021) in their study, observed that when PAC was used, filamentous species tended to sink while colonial spherical species tended to float (Arruda et al., 2021). Therefore, the effectiveness in reducing algal biomass and the impact of Flocc & Sink on phytoplankton composition will depend on the dominant species (Miranda et al., 2017; Noyma et al., 2017) and their different adaptive flotation strategies to remain in the water column (Lucena-Silva et al., 2022; Kruk et al., 2010; Reynolds, 2006).

The F&S technique had a significant impact on the phytoplankton composition, particularly with respect to morpho-functional traits (MBFG by Kruk et al., 2010) related to adaptive strategies to sedimentation resistance, such as the presence of aerotopes and mucilage sheath (Lucena-Silva et al., 2022). This suggests that a functional approach is more appropriate for this kind of study than focusing on individual species or taxonomic groups.

Species belonging to the MBFG IV group showed biomass reduction in all treatments in both reservoirs. Their removal is facilitated due to being medium-sized organisms without specialized traits, such as filamentous cyanobacteria without aerotopes and chlorophyte species, solitary cells or in colonies. However, the removal of these non-target species (*Scenedesmus* sp., *Tetraedron minimum*, *Monactinus simplex*, *Closterium* sp. and *Chlorella* sp., which are considered an important energy source in the aquatic food chain (Kruk et al., 2010), may not be desirable in lake mitigation processes.

The MBFG V group remained in the phytoplankton community after the application of the technique due to the presence of flagella, which is also a mechanism of resistance to sedimentation (Kruk et al., 2010). Flagella can give organisms the ability to avoid flocculation or swim out of the flocs (Pieterse & Cloot, 1997; Lucena-Silva et al., 2022). The persistence of this group in the water can have positive implications, as indicated in the study by Lucena-Silva et al. (2022), as species in this group can be considered high-quality nutritional sources (Sterner and Elser, 2002). The chlorophytes and cryptophytes belonging to MBFG IV and V groups are considered high-quality food sources due to their high concentrations of fatty acids (Ahlgren et al., 1990; Wenzel et al., 2012). Therefore, their sedimentation may not be desirable, but in conditions of bloom, it is important to reduce the trophic state. Thus, considering the palatability and nutritional value of phytoplankton species is important.

In the case of MBFG VI group, composed exclusively of diatoms, the observed results in both tested reservoirs showed that despite having a silica cell wall, which gives

the cell a higher density than water and favors rapid sedimentation (Reynolds, 2006; Naselli-Flores et al., 2021), there was no reduction in biomass in any of the applied treatments. This may be due to the species present in the reservoirs being the small and not the large diatoms.

Our study is consistent with the findings of Lucena-Silva et al. (2022) and Lucena-Silva et al. (2019), where sedimentation of MBFG VII species occurred, in these studies there was no presence of *Microcystis aeruginosa*. Due to the presence of mucilage sheath and aerotopes, two attributes of positive flotation, there was no removal of biomass from Group VII in Boqueirão, where *Microcystis* was present. *M. aeruginosa* generally demonstrated resistance to sedimentation despite the formation of aggregates in the tubes after the addition of coagulants (de Magalhães et al., 2017; Miranda et al., 2017). In some cases, the coagulation and sedimentation of *Microcystis* occurred, but the coagulant dose needed to be double the amount used in this study, 8 mg L<sup>-1</sup> of PAC (de Magalhães et al., 2017; Miranda et al., 2017).

The group VIII, predominated per *Raphidiopsis raciborskii*, only sedimented after the application of PAC plus natural ballasts, this occurs due to the presence of aerotopes. Other studies showed that this organism was not removed after the isolated application of coagulant or ballast (Miranda et al., 2017; Araújo et al., 2018b; Lucena-Silva et al., 2019; Lucena-Silva et al., 2022), the addition of PAC isolated, in some cases, promoted the flocs formation, with however, these floc did not settle, remaining at the top of the tubes (Miranda et al., 2017; Araújo et al., 2018b). However, similar to our study, *R. raciborskii* the was removed with the PAC + ballast combination (Miranda et al., 2017; Araújo et al., 2018b; Lucena-Silva et al., 2019; Lucena-Silva et al., 2022), showing the importance of adding ballasts. Also, the reduction of the Group VIII is important as it contains species of cyanobacteria that produce toxins, such as *R. raciborskii* (Kruk et al., 2010; Reynolds et al., 2014).

There is still a significant knowledge gap regarding its effects on the phytoplankton community. Little is addressed about diversity and species composition attributes, even in a functional approach. Therefore, we emphasize the recommendation for a larger scale temporal assessment to be conducted.

## Conclusions

The Floc & Sink technique has proven effective in sedimenting algal biomass with the addition of coagulants and natural ballast materials (PAC + planosol; PAC + beige

limestone; PAC + white limestone). The use of these natural ballasts can be used as alternatives to expensive commercial products for algal biomass sedimentation.

Group MBFG IV sedimented with the use of coagulant alone and combination. Grupo VIII (with the presence of aerotopes) it only sedimented after the combination of coagulants plus ballasts. *Microcystis aeruginosa* (Group VII) did not sediment, but in the absence of this species, other organisms, such as chlorophytes with mucilage sheath, also belonging to the same group, was sedimented in all treatments. Group MBFG V and MBFG VI did not sediment after any treatment. Therefore, environments with a high abundance of species possessing aerotopes, flagella, small diatoms, and *Microcystis aeruginosa* may hinder or compromise the effectiveness of the Floc & Sink technique.

### **Acknowledgments**

This research was financed in part by the Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brazil (CAPES) - Finance Code 001. We would like to thank the Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) for the financial support of the project “*Mitigation and control of cyanobacteria blooms and internal loading in Brazilian semiarid reservoirs*” (Process Number CNPq/Universal 437618/2018-8). We would like to thank Bauminas Química N/NE LTDA for providing the Polyaluminum chloride, and the BQMIL for providing the White Limestone and Beige Limestone. Also we would like to thank the professors Carlos Alberto Paskocimas e José Luiz de Attayde (Coca) for partnership in receiving and delivering the limestone. We are also grateful to all the staff of the scientific group Limnological Studies of Semiarid (ELISA), especially Carlos Rocha Junior, Raissa Terto, Guilherme Adler Medeiros and Caio Vitor Matos Moreira. We would like to thank the Laboratory of Quality of Soil and Plant Tissue for technical assistance. We would like to thank Giulliana Cunha for producing Figure 1. V.B. particularly wishes to thank CNPq for the productivity scholarships (processes n° 308652/2019-3 and 311414/2022-2).

### **References**

- Auerbach, P.S., Donner, H.J., & Weiss, E.A. (2008). Field water disinfection. field guide to wilderness medicine, 535–558.
- Alvares, C.A.; Stape, J.L.; Sentelhas, P.C.; Gonçalves, J.L.M.; Sparovek, G. (2013)

- “Köppen's climate classification map for Brazil”. *Meteorologische Zeitschrift*, [S.L.], v. 22, n. 6, p. 711-728. Schweizerbart.
- ANA- Agência Nacional De Água E Saneamento Básico. (2016). “Estudo Reservatórios do Semiárido Brasileiro: hidrologia, balanço hídrico e operação”. Brasília: Engecorps Engenharia S.A.
- Ahlgren, G., L. Lundstedt, M. Brett, & C. Forsberg, 1990. Lipid composition and food quality of some freshwater phytoplankton for cladoceran zooplankters. *Journal of Plankton Research* 12: 809–818.
- Araújo, F., H. R. Dos Santos, V. Becker, & J. L. Attayde, 2018a. The use of polyaluminium chloride as a restoration measure to improve water quality in tropical shallow lakes. *Acta Limnologica Brasiliensia* 30: e 109
- Araújo, F., F. Van Oosterhout, V. Becker, J. L. Attayde, & M. Lürling, 2018b. Effects of polyaluminum chloride and lanthanum-modified bentonite on the growth rates of three *Cylindrospermopsis raciborskii* strains. *PLoS ONE* 13: 1–15.
- Arruda, R. S., L. De Magalh, M. Coelho, B. Mesquita, É. C. De Almeida, E. Pinto, M. Lürling, & M. M. Marinho, 2021. Microcystins from Tropical Reservoir Water. *Toxins* 13: 405.
- Bonilla, S., A. Aguilera, L. Aubriot, V. Huszar, V. Almanza, S. Haakonsson, I. Izaguirre, I. O’Farrell, A. Salazar, V. Becker, B. Cremella, C. Ferragut, E. Hernandez, H. Palacio, L. C. Rodrigues, L. H. Sampaio da Silva, L. M. Santana, J. Santos, A. Somma, L. Ortega, & D. Antoniades, 2023. Nutrients and not temperature are the key drivers for cyanobacterial biomass in the Americas. *Harmful Algae* 121: 102367.
- Braga, G. G., & V. Becker, 2020. Influence of water volume reduction on the phytoplankton dynamics in a semiarid man-made lake: A comparison of two morphofunctional approaches. *Anais da Academia Brasileira de Ciências* 92: 1–17.
- Cavalcante, H., F. Araújo, V. Becker, & J. E. Lucena-Barbosa, 2022. Control of internal phosphorus loading using coagulants and clays in water and the sediment of a semiarid reservoir susceptible to resuspension. *Hydrobiologia* 849: 4059-4071.

- de Magalhães, L., N. P. Noyma, L. L. Furtado, E. Drummond, V. B. G. Leite, M. Mucci, F. van Oosterhout, V. L. de M. Huszar, M. Lüring, & M. M. Marinho, 2019. Managing Eutrophication in a Tropical Brackish Water Lagoon: Testing Lanthanum-Modified Clay and Coagulant for Internal Load Reduction and Cyanobacteria Bloom Removal. *Estuaries and Coasts* 42: 390–402.
- de Magalhães, L., N. P. Noyma, L. L. Furtado, M. Mucci, F. van Oosterhout, V. L. M. Huszar, M. M. Marinho, & M. Lüring, 2017. Efficacy of Coagulants and Ballast Compounds in Removal of Cyanobacteria (*Microcystis*) from Water of the Tropical Lagoon Jacarepaguá (Rio de Janeiro, Brazil). *Estuaries and Coasts* 40: 121–133.
- Dodds, W. K., W. W. Bouska, J. L. Eitzmann, T. J. Pilger, K. L. Pitts, A. J. Riley, J. T. Schloesser, & D. J. Thornbrugh, 2009. Eutrophication of U. S. freshwaters: Analysis of potential economic damages. *Environmental Science and Technology* 43: 12–19.
- Drummond, E., V. B. G. Leite, N. P. Noyma, L. de Magalhães, C. Graco-Roza, V. L. Huszar, M. Lüring, & M. M. Marinho, 2022. Temporal and spatial variation in the efficiency of a Flocc & Sink technique for controlling cyanobacterial blooms in a tropical reservoir. *Harmful Algae* 117: 102262.
- Edzwald, J. K., 1993. Coagulation in drinking water treatment: Particles, organics and coagulants. *Water Science and Technology* 27: 21–35.
- Figueiredo, A. do V., & V. Becker, 2018. Influence of extreme hydrological events in the quality of water reservoirs in the semi-arid tropical region. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos* 23: 1–8.
- Habtemariam, H., D. Kifle, S. Leta, M. Mucci, & M. Lüring, 2021. Removal of cyanobacteria from a water supply reservoir by sedimentation using flocculants and suspended solids as ballast: Case of Legedadi Reservoir (Ethiopia). *PLoS ONE* 16: 1–17.
- Henderson, R. K., A. Baker, S. A. Parsons, & B. Jefferson, 2008. Characterisation of algal organic matter extracted from cyanobacteria, green algae and diatoms. *Water Research* 42: 3435–3445.

- Hillebrand, H., D. Kirschtel, I. Oceanographic, & P. O. Box, 1999. Biovolume Calculation for Pelagic and Benthic Microalgae 1 Claus-Dieter Du. 424: 403–424.
- Huisman, J., G. A. Codd, H. W. Paerl, B. W. Ibelings, J. M. H. Verspagen, & P. M. Visser, 2018. Cyanobacterial blooms. *Nature Reviews Microbiology* Springer US 16: 471–483.
- Izaguirre, I., L. Allende, R. Escaray, J. Bustingorry, G. Pérez, & G. Tell, 2012. Comparison of morpho-functional phytoplankton classifications in human-impacted shallow lakes with different stable states. *Hydrobiologia* 698: 203–216.
- Jančula, D., & B. Marsálek, 2011. Critical review of actually available chemical compounds for prevention and management of cyanobacterial blooms. *Chemosphere* 85: 1415–1422.
- Julio, M. De, D. A. Fioravante, O. S. Filho, & N. J. D. Graham, 2010. Remoção de cianobactérias de água proveniente de manancial Brasileiro eutrofizado , utilizando os diagramas de coagulação para o sulfato de alumínio e PAC. *Engenharia civil* 47–61.
- Kruk, C., V. L. M. Huszar, E. T. H. M. Peeters, S. Bonilla, L. Costa, M. Lüring, C. S. Reynolds, & M. Scheffer, 2010. A morphological classification capturing functional variation in phytoplankton. *Freshwater Biology* 55: 614–627.
- Le Moal, M., C. Gascuel-Oudou, A. Ménesguen, Y. Souchon, C. Étrillard, A. Levain, F. Moatar, A. Pannard, P. Souchu, A. Lefebvre, & G. Pinay, 2019. Eutrophication: A new wine in an old bottle? *Science of the Total Environment Elsevier B.V.* 651: 1–11.
- Leite, J. N. de C., & V. Becker, 2019. Impacts of drying and reflooding on water quality of a tropical semi-arid reservoir during an extended drought event. *Acta Limnologica Brasiliensia* 31:e15.
- Li, H., H. Pei, H. Xu, Y. Jin, & J. Sun, 2018. Behavior of *Cylindrospermopsis raciborskii* during coagulation and sludge storage – higher potential risk of toxin release than *Microcystis aeruginosa*? *Journal of Hazardous Materials Elsevier B.V.* 347: 307–316.

- Liu, H., C. Hu, H. Zhao, & J. Qu, 2009. Coagulation of humic acid by PACl with high content of Al<sup>13</sup>: The role of aluminum speciation. *Separation and Purification Technology* 70: 225–230.
- Lucena-Silva, D., J. Molozzi, J. dos S. Severiano, V. Becker, & J. E. de Lucena Barbosa, 2019. Removal efficiency of phosphorus, cyanobacteria and cyanotoxins by the “flock & sink” mitigation technique in semi-arid eutrophic waters. *Water Research* 159: 262–273.
- Lucena-Silva, D., J. dos S. Severiano, R. D. dos Santos Silva, V. Becker, J. E. de L. Barbosa, & J. Molozzi, 2022. Impacts of the Floc and Sink technique on the phytoplankton community: A morpho-functional approach in eutrophic reservoir water. *Journal of Environmental Management* 308: 114626.
- Lürling, M., L. Kang, M. Mucci, F. van Oosterhout, N. P. Noyma, M. Miranda, V. L. M. Huszar, G. Waajen, & M. M. Marinho, 2020a. Coagulation and precipitation of cyanobacterial blooms. *Ecological Engineering Elsevier* 158: 106032.
- Lürling, M., E. Mackay, K. Reitzel, & B. M. Spears, 2016a. Editorial – A critical perspective on geo-engineering for eutrophication management in lakes. *Water Research* 97: 1–10.
- Lürling, M., & M. Mucci, 2020. Mitigating eutrophication nuisance: in-lake measures are becoming inevitable in eutrophic waters in the Netherlands. *Hydrobiologia* 847: 4447–4467.
- Lürling, M., M. Mucci, & G. Waajen, 2020b. Removal of Positively Buoyant *Planktothrix rubescens* in Lake Restoration. *Toxins* 12: 1–16.
- Lürling, M., & F. Van Oosterhout, 2013. Controlling eutrophication by combined bloom precipitation and sediment phosphorus inactivation. *Water Research* 47: 6527–6537.
- Lürling, M., G. Waajen, & L. N. de Senerpont Domis, 2016b. Evaluation of several end-of-pipe measures proposed to control cyanobacteria. *Aquatic Ecology* 50: 499–519.
- Miranda, M., N. Noyma, F. S. Pacheco, L. De Magalhães, E. Pinto, S. Santos, M. Fernanda, A. Soares, V. L. Huszar, M. Lürling, & M. M. Marinho, 2017. The ef fi

ciency of combined coagulant and ballast to remove harmful cyanobacterial blooms in a tropical shallow system. *Harmful Algae Elsevier B.V.* 65: 27–39.

Monicelli, F., K. P. V. da Cunha, F. Araújo, & V. Becker, 2021. Phosphorus sorption potential of natural adsorbent materials from a Brazil semiarid region to control eutrophication. *Acta Limnologica Brasiliensia* 33:29.

Mucci, M., V. Maliaka, N. Pessoa, M. Manzi, & M. Lürling, 2018. Science of the Total Environment Assessment of possible solid-phase phosphate sorbents to mitigate eutrophication: Influence of pH and anoxia. *Science of the Total Environment Elsevier B.V.* 619–620: 1431–1440.

Naceradska, J., L. Pivokonska, & M. Pivokonsky, 2019. On the importance of pH value in coagulation. *Journal of Water Supply: Research and Technology - AQUA* 68: 222–230.

Noyma, N. P., L. De Magalhães, M. Miranda, M. Mucci, F. Van Oosterhout, V. L. M. Huszar, M. M. Marinho, E. R. A. Lima, & M. Lurling, 2017. Coagulant plus ballast technique provides a rapid mitigation of cyanobacterial nuisance. *PLoS ONE* 12: 1–16.

Padisák, J., É. Soróczki-Pintér, & Z. Reznér, 2003. Sinking properties of some phytoplankton shapes and the relation of form resistance to morphological diversity of plankton - An experimental study. *Hydrobiologia* 500: 243–257.

Paerl, H. W., & J. Huisman, 2009. Climate change: A catalyst for global expansion of harmful cyanobacterial blooms. *Environmental Microbiology Reports* 1: 27–37.

Pan, G., J. Chen, & D. M. Anderson, 2011. Modified local sands for the mitigation of harmful algal blooms. *Harmful Algae* 10: 381–387.

Peng, L., L. Lei, L. Xiao, & B. Han, 2019. Cyanobacterial removal by a red soil-based flocculant and its effect on zooplankton: an experiment with deep enclosures in a tropical reservoir in China. *Environmental Science and Pollution Research Environmental Science and Pollution Research* 26: 30663–30674.

Pernitsky, D. J., & J. K. Edzwald, 2006. Selection of alum and polyaluminum coagulants:

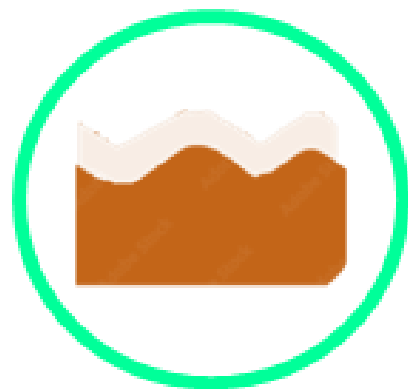
- Principles and applications. *Journal of Water Supply: Research and Technology - AQUA* 55: 121–141.
- Pieterse, A. J. H., & A. Cloot, 1997. Algal Cells and Coagulation, Flocculation and Sedimentation Processes. *Water Science and Technology International Association on Water Quality* 36: 111–118.
- Rangel, L. M., M. C. S. Soares, R. Paiva, & L. H. S. Silva, 2016. Morphology-based functional groups as effective indicators of phytoplankton dynamics in a tropical cyanobacteria-dominated transitional river-reservoir system. *Ecological Indicators Elsevier Ltd* 64: 217–227.
- Reynolds, C. S., J. Alex Elliott, & M. A. Frassl, 2014. Predictive utility of trait-separated phytoplankton groups: A robust approach to modeling population dynamics. *Journal of Great Lakes Research Elsevier B.V.* 40: 143–150.
- Reynolds, C.S., 2006. *The Ecology of Phytoplankton*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Santos, D. F. dos, J. M. da Silva, & V. Becker, 2021. Increase in eutrophication symptoms during a prolonged drought event in tropical semi-arid reservoirs, *Revista Brasileira de Recursos Hídricos* 26, 39: 1-13.
- Schindler, D. W., R. E. Hecky, D. L. Findlay, M. P. Stainton, B. R. Parker, M. J. Paterson, K. G. Beaty, M. Lyng, & S. E. M. Kasian, 2008. Eutrophication of lakes cannot be controlled by reducing nitrogen input: Results of a 37-year whole-ecosystem experiment. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 105: 11254–11258.
- Segura, A. M., F. Sarthou, & C. Kruk, 2018. Morphology-based differences in the thermal response of freshwater phytoplankton. *Biology Letters* 14: 9–12.
- Sondergaard, M., P. J. Jensen, & E. Jeppesen, 2001. Retention and internal loading of phosphorus in shallow, eutrophic lakes. *The Scientific World Journal* 1: 427–442.
- Thongdam, S., A. C. Kuster, B. J. Huser, & A. T. Kuster, 2021. Low dose coagulant and local soil ballast effectively remove cyanobacteria (*Microcystis*) from tropical lake water without cell damage. *Water (Switzerland)* 13:111.

- Vanderley, R. F., V. Becker, R. Panosso, K. A. Ger, & J. Padisák, 2022. The influence of trophic status and seasonal environmental variability on morpho-functional traits in tropical man-made shallow lakes. *Environmental Monitoring and Assessment* Springer International Publishing 194: 507.
- Yan, M., D. Wang, J. Ni, J. Qu, C. W. K. Chow, & H. Liu, 2008. Mechanism of natural organic matter removal by polyaluminum chloride: Effect of coagulant particle size and hydrolysis kinetics. *Water Research* 42: 3361–3370.
- Yang, Z., B. Gao, & Q. Yue, 2010. Coagulation performance and residual aluminum speciation of  $Al_2(SO_4)_3$  and polyaluminum chloride (PAC) in Yellow River water treatment. *Chemical Engineering Journal Elsevier B.V.* 165: 122–132.
- Zarchi, I., E. Friedler, & M. Rebhun, 2013. Polyaluminium chloride as an alternative to alum for the direct filtration of drinking water. *Environmental Technology (United Kingdom)* 34: 1199–1209.

## CAPÍTULO 3

### **Uso de coagulante e adsorventes como estratégia alternativa na mitigação em águas eutrofizadas do semiárido tropical**

*Fernanda Monicelli Câmara Brito<sup>1\*</sup>; Fabiana Oliveira Araújo<sup>2</sup>; Juliana Deo Dias<sup>1</sup>;  
Vanessa Becker<sup>1,3</sup>*



## CAPÍTULO 3

### **Uso de coagulante e adsorventes como estratégia alternativa na mitigação em águas eutrofizadas do semiárido tropical**

*Fernanda Monicelli Câmara Brito<sup>1\*</sup>*

*Fabiana Oliveira Araújo<sup>2</sup>*

*Juliana Deo Dias<sup>1</sup>*

*Vanessa Becker<sup>1,3</sup>*

\*Corresponding author, monicellif@gmail.com

<sup>1</sup> Postgraduate Program in Ecology, Federal University of Rio Grande do Norte

<sup>2</sup> Postgraduate Program in Civil and Environmental Engineering, Federal University of Rio Grande do Norte

<sup>3</sup> Department of Civil and Environmental Engineering, Federal University of Rio Grande do Norte

**O artigo será submetido para revista *Water Research***

## RESUMO

Técnicas de mitigação da eutrofização que focam no manejo do ciclo biogeoquímico do fósforo (P) têm ganhado destaque, pela sua facilidade de manejo em comparação ao nitrogênio. A técnica *Floc & Lock* (F&L) tem como objetivo a retirada do fósforo total da coluna d'água e inativação do fósforo liberado do sedimento, utilizando coagulantes e materiais adsorventes. A escolha do coagulante e do adsorvente deve ser baseada na segurança, custos, disponibilidade e eficácia dos produtos. Dentre os adsorventes a bentonita modificada com lantânio (BML), uma argila comercial, apresenta bons resultados de adsorção de P, porém com um alto custo. Assim outros materiais, como os à base de cálcio, têm sido testados em combinação com a BML para avaliar se podem ser eficientes e mais viáveis economicamente. Logo, o objetivo desse trabalho foi testar a eficiência da técnica *Floc & Lock* na mitigação da eutrofização, em um experimento em escala de laboratório, com águas de um reservatório da região semiárida tropical. O experimento foi conduzido em tubos de pvc contendo 1,7L de água e 450g de sedimento, ambos do reservatório Boqueirão de Parelhas. Os tratamentos testados foram: Cloreto de PoliAlumínio (PAC); BML; PAC+BML; PAC+BML+Calcário Bege (CB). As unidades experimentais foram encubadas em temperatura ambiente ( $26^{\circ}\pm 1^{\circ}$ ), sob luz natural, com ciclo de claro/escuro 12:12h por 47 dias. Para análise de dados foi realizada uma análise variância *one way* e havendo diferença estatística, foi realizado o teste de Tukey. Nossos resultados mostraram remoção da biomassa algal (clorofila-*a*-Chla) e fósforo total (PT) desde o primeiro dia após a aplicação (em todos os tratamentos). No final do experimento os valores de clorofila-*a* foram reduzidos, inclusive para o controle, mas os valores dos tratamentos ainda foram menores ( $p < 0,05$ ). Ao longo do tempo foi observado um aumento na concentração de fósforo reativo solúvel (FRS) no controle e no PAC e a partir do dia 32 para os demais tratamentos. Apesar disso, os valores das taxas de liberação de FRS nos tratamentos foram estatisticamente menores que no controle, sendo o tratamento PAC+BML+CB foi tão eficaz quanto a utilização sozinha da BML e a combinação do PAC+BML. A liberação de fósforo no controle provavelmente ocorreu devido ao alto pH e ao aumento da temperatura, entretanto os valores de Chla não aumentaram devido, provavelmente, à presença de picoplâncton autotrófico, que contribui com baixos valores de biomassa. No caso dos tratamentos com os materiais adsorventes, o aumento das taxas de liberação de fósforo pode estar associado à alta temperatura e à mineralização da biomassa algal sedimentada, bem como do fósforo orgânico presente na água. Nossos resultados indicaram que a técnica F&L reduziu a liberação do fósforo no sedimento, e removeu a biomassa algal por sedimentação algal e que o tratamento PAC+BML+CB foi tão eficaz quanto a utilização sozinha da BML e a combinação do PAC+BML. Dessa forma, o calcário bege possui alto potencial de utilização para capeamento do sedimento, como uma alternativa economicamente mais viável que a BML.

**Palavras-chave:** Bentonita modificada com lantânio; calcário bege; clorofila-*a*; capeamento do sedimento.

## ABSTRACT

Eutrophication mitigation techniques that focus on managing the biogeochemical cycle of phosphorus (P) have gained prominence, due to their ease of management compared to nitrogen. The Floc & Lock (F&L) technique aims to remove total phosphorus from the water column and inactivate phosphorus released from the sediment, using coagulants and adsorbent materials. The choice of coagulant and adsorbent must be based on the safety, costs, availability and effectiveness of the products. Among the adsorbents, lanthanum-modified bentonite (LMB), a commercial clay, presents good P adsorption results, but at a high cost. Therefore, other materials, such as those based on calcium, have been tested in combination with LMB to assess whether they can be efficient and more economically viable. Therefore, the objective of this work was to test the efficiency of the Floc & Lock technique in mitigating eutrophication, in a laboratory scale experiment, with water from a reservoir in the tropical semi-arid region. The experiment was conducted in PVC tubes containing 1.7L of water and 450g of sediment, both from the Boqueirão de Parelhas reservoir. The treatments tested were: PolyAluminum Chloride (PAC); LMB; PAC+ LMB; PAC+ LMB +Beige Limestone (BL). The experimental units were incubated at room temperature ( $26^{\circ}\pm 1^{\circ}$ ), under natural light, with a 12:12h light/dark cycle for 47 days. For data analysis, a one-way analysis of variance was performed and if there was a statistical difference, the Tukey test was performed. Our results showed removal of algal biomass (chlorophyll-a-Chla) and total phosphorus (TP) from the first day after application (in all treatments). At the end of the experiment, chlorophyll-a values were reduced, including for the control, but the treatment values were still lower ( $p<0.05$ ). Over time, an increase in the concentration of soluble reactive phosphorus (SRP) was observed in the control and PAC and from day 32 for the other treatments. Despite this, the values of FRS release rates in the treatments were statistically lower than in the control, with the PAC+LMB+BL treatment being as effective as the use of LMB alone and the combination of PAC+ LMB. The release of phosphorus in the control probably occurred due to the high pH and increased temperature, however Chla values did not increase due, probably, to the presence of autotrophic picoplankton, which contributes to low biomass values. In the case of treatments with adsorbent materials, the increase in phosphorus release rates may be associated with high temperature and the mineralization of sedimented algal biomass, as well as organic phosphorus present in the water. Our results indicated that the F&L technique reduced the release of phosphorus into the sediment and removed algal biomass through algal sedimentation and that the PAC+ LMB +CB treatment was as effective as the use of LMB alone and the combination of PAC+ LMB. Therefore, beige limestone has a high potential for use in sediment capping, as an economically more viable alternative than LMB.

**Keywords:** Lanthanum-modified bentonite; beige limestone; chlorophyll-a; sediment capping

## 1. INTRODUÇÃO

Técnicas de mitigação da eutrofização que focam no manejo do ciclo biogeoquímico do fósforo (P) têm ganhado destaque, pela sua facilidade de manejo em comparação ao nitrogênio (N), devido à capacidade de fixação de nitrogênio atmosférico por algumas espécies de cianobactérias (Conley et al., 2009). A técnica *Floc & Lock* tem como objetivo a retirada do fósforo total da coluna d'água e inativação da carga de fósforo liberada do sedimento (P dissolvido) (Van Oosterhout & Lürling, 2011; Lürling & Oosterhout, 2013; Lürling & Mucci, 2020). Essa técnica usa uma combinação de coagulante, para floculação da biomassa algal (retirando o P particulado da coluna de água), com adsorvente que ajuda na sedimentação da biomassa algal, dando peso aos flocos formados (Lürling & Oosterhout, 2013; Lürling et al., 2016). Além disso, o adsorvente se liga ao P reativo solúvel, indisponibilizando o nutriente, formando assim, uma camada química no sedimento que impede a liberação do P para a coluna d'água, (Lürling & Oosterhout, 2013; Lürling et al., 2016). Dentre os coagulantes, a utilização do Cloreto de PoliAlumínio (PAC) é bastante difundida e mostra bons resultados de coagulação/floculação e remoção de biomassa algal (Jančula & Marsálek, 2011; ; Araujo et al., 2018; Lucena-Silva et al., 2019; Lürling et al., 2020).

Com relação aos adsorventes de fósforo, destaca-se a bentonita modificada com lantânio (BML; Phoslock<sup>®</sup>) com bons resultados de adsorção de P (Lürling & Oosterhout, 2013; Copetti et al., 2015; Mucci et al., 2018), porém com alto custo, dificultando o seu uso em escala real em países subdesenvolvidos (Mucci et al., 2018). Dessa forma, materiais naturais têm sido testados como alternativa mais viável economicamente à BML, como solos naturais do entorno dos ecossistemas (de Magalhães et al., 2017; Miranda et al., 2017; Mucci et al., 2018; Monicelli et al., 2021). Com o objetivo de diminuir os custos da BML, pode-se testar a combinação da BML com materiais naturais e observar sua eficiência. Os materiais naturais que possuem capacidade de adsorção altas são geralmente são à base de ferro, alumínio e cálcio (Douglas et al., 2016). Os calcários, carbonatos e calcários dolomíticos têm sido utilizados para adsorção de P em águas naturais e residuárias (Douglas et al., 2016; Wu et al., 2022; Xu et al., 2022; Lu et al., 2023). Devido a alta afinidade que o cálcio possui com o fósforo, a adição desse material aos adsorventes pode trazer uma maior eficiência na inativação do fósforo do sedimento (Lu et al., 2023). Por isso, tratamentos combinados de BML com cálcio podem ser eficientes e mais baratos do que a BML sozinha.

A escolha do coagulante e do adsorvente deve ser baseada na segurança, custos, disponibilidade e eficácia dos produtos (Lürling et al., 2020). Logo, para atestar a utilização dos materiais adsorventes é necessário: testar a sua eficiência em condições ambientais realistas e condizentes com os ambientes aquáticos; observar o seu custo-benefício, pois mesmo que um solo natural não tenha a mesma eficiência que materiais modificados, ele ainda pode ser uma alternativa viável; testar a sua seguridade, uma vez que o material não deve causar nenhum efeito indesejado nos organismos aquáticos (Douglas et al., 2016; Mucci et al., 2018). Assim, testar os adsorventes em laboratório em condições realistas, testando as suas interações físico-químicas se torna crucial, sendo um pré-requisito antes da aplicação em ambientes naturais (Lürling et al., 2016; Mucci et al., 2018).

No semiárido tropical, além da vulnerabilidade natural da região à eutrofização por suas elevadas temperaturas, alto tempo de residência da água e balanço hídrico negativo (Barbosa et al., 2012), existem poucos estudos sobre a eficiência do *Floc & Lock*. Um dos estudos mostra a eficiência da BML combinado com PAC no capeamento do sedimento e que esse efeito durou 42 dias, até um evento de ressuspensão (Cavalcante et al., 2022). O outro estudo mostra que a adição de PAC e BML foi capaz de reduzir as concentrações de fósforo e clorofila-*a*, entretanto esse é estudo de curto prazo em que as análises realizadas são em até 72h (Severiano et al., 2023).

Dessa forma, diante da necessidade de estudos na região semiárida tropical, de longo prazo e de testes com materiais naturais, o objetivo desse trabalho foi testar a eficiência da técnica *Floc & Lock* na mitigação da eutrofização, em um experimento em escala de laboratório, com águas de um reservatório da região semiárida tropical. Sendo assim, nosso estudo hipotetizou que:

- i. A técnica é capaz de remover a biomassa algal, imobilizar o fósforo presente no sedimento, diminuindo a fertilização interna;
- ii. A combinação do PAC + BML + calcário é tão eficiente quanto a utilização de apenas PAC+BML, sendo uma alternativa com um potencial mais econômico em uma futura aplicação de escala real.

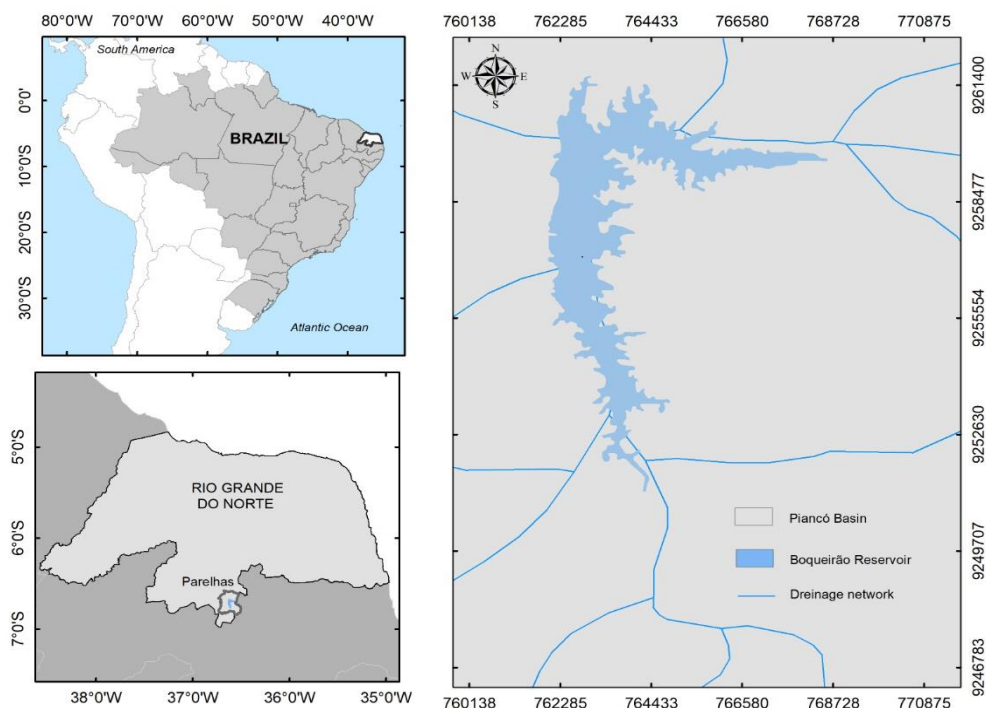
## 2. METODOLOGIA

### 2.1. Amostragem

A coleta de água e sedimento para o experimento foi realizada no reservatório Boqueirão de Parelhas, situado no município de Parelhas, na microrregião do Seridó Oriental do estado do Rio Grande do Norte (Figura 1). O reservatório Boqueirão faz parte da bacia hidrográfica do Piancó Piranhas/Assu, e situa-se na sub-bacia do Rio Seridó. O clima da região é caracterizado como muito quente e semiárido, do tipo BS'h' segundo a classificação de Köppen (Alvares et al., 2014). A pluviosidade média anual da região é de 568,2 mm, com período chuvoso entre os meses de fevereiro à maio, temperatura média anual de 27,5 °C e 64% de umidade relativa média anual. O volume máximo do reservatório é de 84,79 hm<sup>3</sup>, em uma área de 1.519,00 km<sup>2</sup> (ANA, 2016). Nos últimos anos o reservatório tem apresentado uma degradação da qualidade da água devido as secas prolongadas e as alterações no uso e ocupação do solo, que intensificam a eutrofização (Santos et al., 2021; Cunha et al., 2022).

A coleta de água foi realizada em agosto de 2023, próximo ao ponto de captação e aproximadamente a 50 cm da superfície da água, com auxílio da garrafa de van Dorn. A água foi armazenada em dois galões de 20L escuros e transportadas ao laboratório em temperatura de aproximadamente 22°C. O reservatório se encontra com um volume pequeno (8,6% do total) e com 3,5m de profundidade no ponto de coleta (Tabela 1).

Amostras de sedimento foram coletadas com o *Kajac corer* (50 cm de comprimento, 7 cm de diâmetro) até totalizar 9kg de sedimento. Foram considerados apenas os 10 primeiros centímetros, que é normalmente a camada utilizada nos experimentos por ser a camada mais reativa, e portanto, a que mais tem troca de nutrientes com a água (Jensen et al., 2015). Após a coleta, as amostras de sedimento foram colocadas em potes fechados e transportadas até o laboratório em uma temperatura de aproximadamente 22°C.



**Figura 1** – Localização do reservatório Boqueirão de Parelhas.

**Tabela 1** – Características da água no mês de coleta e do sedimento do reservatório Boqueirão de Parelhas

Parâmetro	Resultado
Volume (%)	8,6
Profundidade do ponto de coleta (m)	3,5
Transparência de secchi (m)	0,57
Zona eufótica (m)	1,71
P-total no sedimento (g de P Kg <sup>-1</sup> )	0,663
P-móvel no sedimento (g de P Kg <sup>-1</sup> )	0,303
P-água no sedimento (g de P Kg <sup>-1</sup> )	0,042
P-BD no sedimento (g de P Kg <sup>-1</sup> )	0,031
P-NaOH (g de P Kg <sup>-1</sup> )	0,140
nrP (g de P Kg <sup>-1</sup> )	0,090

Fonte do P do sedimento: Rocha Júnior et al. (2024).

## 2.2. Materiais

O coagulante utilizado foi o Cloreto de polialumínio (PAC; Al<sub>2</sub>O<sub>3</sub> = 16.2%), cedido pela Bauminas Química. Os adsorventes utilizados foram: a bentonita modificada

com lantânio (BML; Phoslock<sup>®</sup>), cedida pela HydroScience, Brasil, e o Calcário Bege (CB), um calcário dolomítico cedido pela BQMIL.

A dose do PAC foi fixada em 4 mg L<sup>-1</sup> de alumínio, por ser uma dose efetiva na coagulação da biomassa em reservatórios no semiárido (Araújo et al., 2018). A dose dos adsorventes foi baseada na quantidade de fósforo móvel no sedimento, da quantidade de sedimento colocada e da área do tubo. A quantidade de fósforo móvel (P-água+ P-BD+ P-NaoH+nrp) presente no sedimento do reservatório de Boqueirão de Parelhas é de 0,303 g de P Kg<sup>-1</sup> de sedimento (Tabela 1; Rocha Júnior et al., 2023).

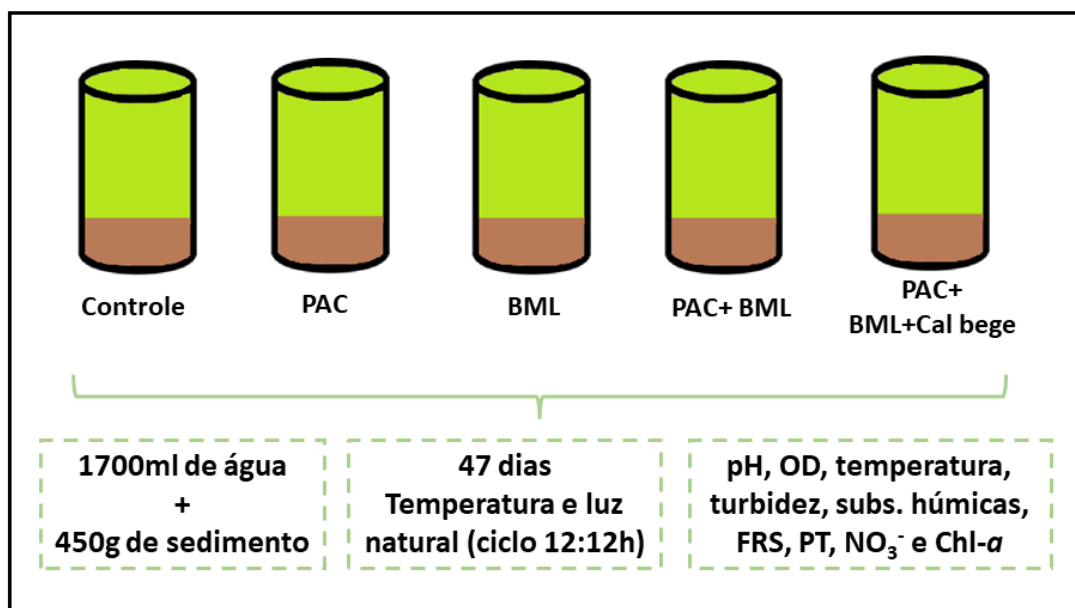
A dose da BML recomendada é de 100:1 para a razão BML:Fósforo do sedimento (Lürling & Oosterhout, 2013), assim foram adicionados 10,87 g de BML. A dose aplicada para o calcário bege no experimento foi calculada com base na sua capacidade máxima de adsorção, que é de 1.7 mg g<sup>-1</sup> (Becker et al., 2023). A dose adicionada do BML + Calcário Bege foi 50% da dose recomendada para cada um dos adsorventes individualmente (5,43g de BML e 17,3g de CB).

### *2.3 Delineamento experimental*

A eficácia da técnica em reduzir a fertilização interna foi testada através de aplicação isolada e combinada do coagulante e dos adsorventes: Controle; PAC; BML; PAC+BML; PAC+BML+Calcário Bege, cada um com 4 réplicas, totalizando 20 unidades experimentais, nas doses já mencionadas. O Calcário Bege foi testado em combinação com o BML como uma forma de diminuir os custos com a aplicação BML.

Foram adicionados 450g de sedimento e 1700ml de água do reservatório Boqueirão em tubos de pvc opacos (30 cm de altura e 10 cm de diâmetro). Após isso, os tubos foram deixados em repouso por 24h, devido a ressuspensão do sedimento que acontece na montagem das unidades experimentais.

Após as 24h de repouso os produtos foram adicionados e em seguida foi feita uma agitação com auxílio de bastão de vidro, por 30 segundos. Nos tratamentos com combinação de coagulante e adsorvente, primeiro foi adicionado o PAC e, em seguida, o adsorvente. As unidades experimentais foram encubadas em temperatura ambiente (26°±1°) e na luz natural, com ciclo de claro/escuro 12:12h. As amostragens nas unidades experimentais foram realizadas nos dias: 0 (antes da aplicação); 1 (após 24h da aplicação), 4, 7, 14; 21; 32 e 47 (Figura 2).



**Figura 2** Delineamento experimental do Floc & lock. PAC: Policloreto de alumínio; Cal bege = calcário bege; OD= Oxigênio dissolvido; subs. Húmicas = substâncias húmicas; FRS= Fósforo Reativo Solúvel; NO<sub>3</sub><sup>-</sup> = Nitrato; PT= Fósforo Total; Chl-*a* = clorofila-*a*.

#### 2.4 Variáveis analisadas

As análises oxigênio dissolvido (OD) e temperatura (MO-9000), foram realizadas dentro das unidades experimentais. Em seguida uma alíquota de 70ml foi coletada para as análises de: pH (Hach); turbidez (PoliControl AP2000); fósforo reativo solúvel (filtrada com membrana de fibra de vidro de 0.45 µm) (Murphy & Riley, 1962), substâncias húmicas (filtrada em membrana de celulose de 0.45 µm) e analisadas por espectrofotometria em absorvância 254 nm (Westerhoff & Anning, 2000); fósforo total (Murphy & Riley, 1962; Valderrama, 1981); e clorofila-*a* foi extraída com etanol a frio (Jespersen & Christoffersen, 1987). Após a coleta dos 70ml nos tubos, a água não foi resputa, tendo em vista que foi usada a água natural dos reservatórios. O fósforo orgânico (P org) foi determinado pela diferença do fósforo total e fósforo reativo solúvel (FRS).

#### 2.5 Taxa de liberação de P

O cálculo da taxa da liberação foi realizado de acordo com as concentrações na água por dia de análise (Equação 1) (He et al., 2017).

$$\text{Equação 1: } P\text{Flux} = \left( \frac{(Ct - Ci) * V}{A * t} \right) / 1000$$

Onde,

Pflux = fluxo de FRS do sedimento para a água ( $\text{mg m}^{-2} \text{d}^{-1}$ )

$C_t$  = concentração de P na água no tempo “t” ( $\mu\text{g L}^{-1}$ )

$C_i$  = concentração inicial (Dia 0) de P na água ( $\mu\text{g L}^{-1}$ )

V = Volume inicial de água = 1,7 L

A = área da superfície do sedimento no copo ou área da base do copo =  $0,0078 \text{ m}^2$

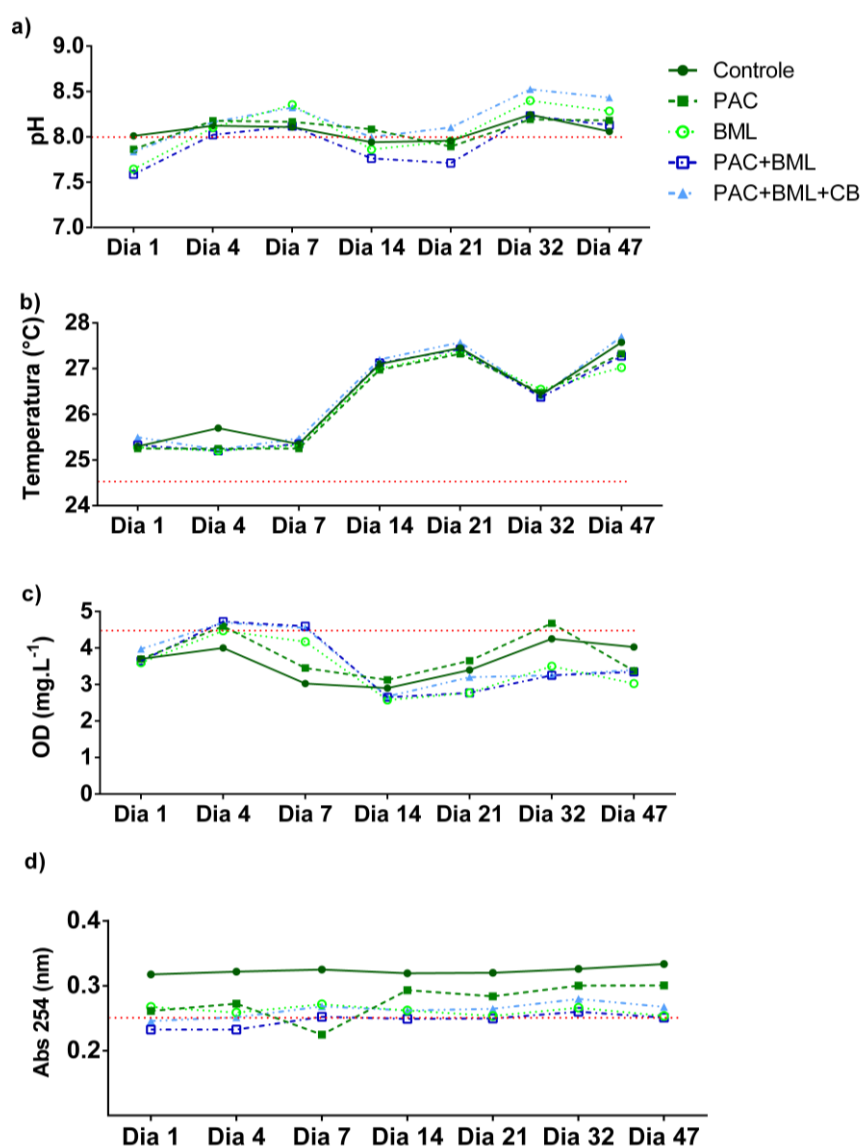
t = Tempo de duração do experimento = 32 e 47 dias

## 2.6 Análise dos dados

Primeiramente foi realizado o teste de *Shapiro-Wilk* para verificar a normalidade dos dados e o teste de Levene para verificar a homogeneidade da variância. Após verificar os pressupostos, foi realizada uma análise variância *one way* (ANOVA;  $p < 0,05$ ) para clorofila-*a*, fósforo total e turbidez do dia 1, para todas as variáveis medidas e para a taxa de liberação nos dias 32 e 47. Havendo diferença estatística, foi realizado o teste de Tukey ( $p < 0,05$ ), para verificar a diferença entre os tratamentos e o controle. Todas as análises foram realizadas no software R Studio.

## 3. RESULTADOS

As condições ambientais do experimento eram de pH alcalino, com média de 8,01 e variando de 7,41 à 8,75 ao longo do tempo (Figura 3a). A temperatura da água mostrou um aumento ao longo do tempo e variou entre  $25,2^\circ \text{C}$  e  $27,8^\circ \text{C}$  (Figura 3b). O oxigênio dissolvido variou entre 3 e  $5 \text{ mg L}^{-1}$ , apresentando condições óxicas durante todo o experimento, não havendo diferença estatística ( $p = 0,144$  e  $p = 0,679$ ; Figura 3c). A absorvância 254 nm (substâncias húmicas) permaneceu estável no controle ( $< 0,310 \text{ nm}$ ) e todos os tratamentos diminuíram os valores de absorvância 254 (Figura 3d;  $p < 0,005$ ), tendo o PAC maiores valores do que os tratamentos com adição de adsorvente ( $p < 0,005$ ).



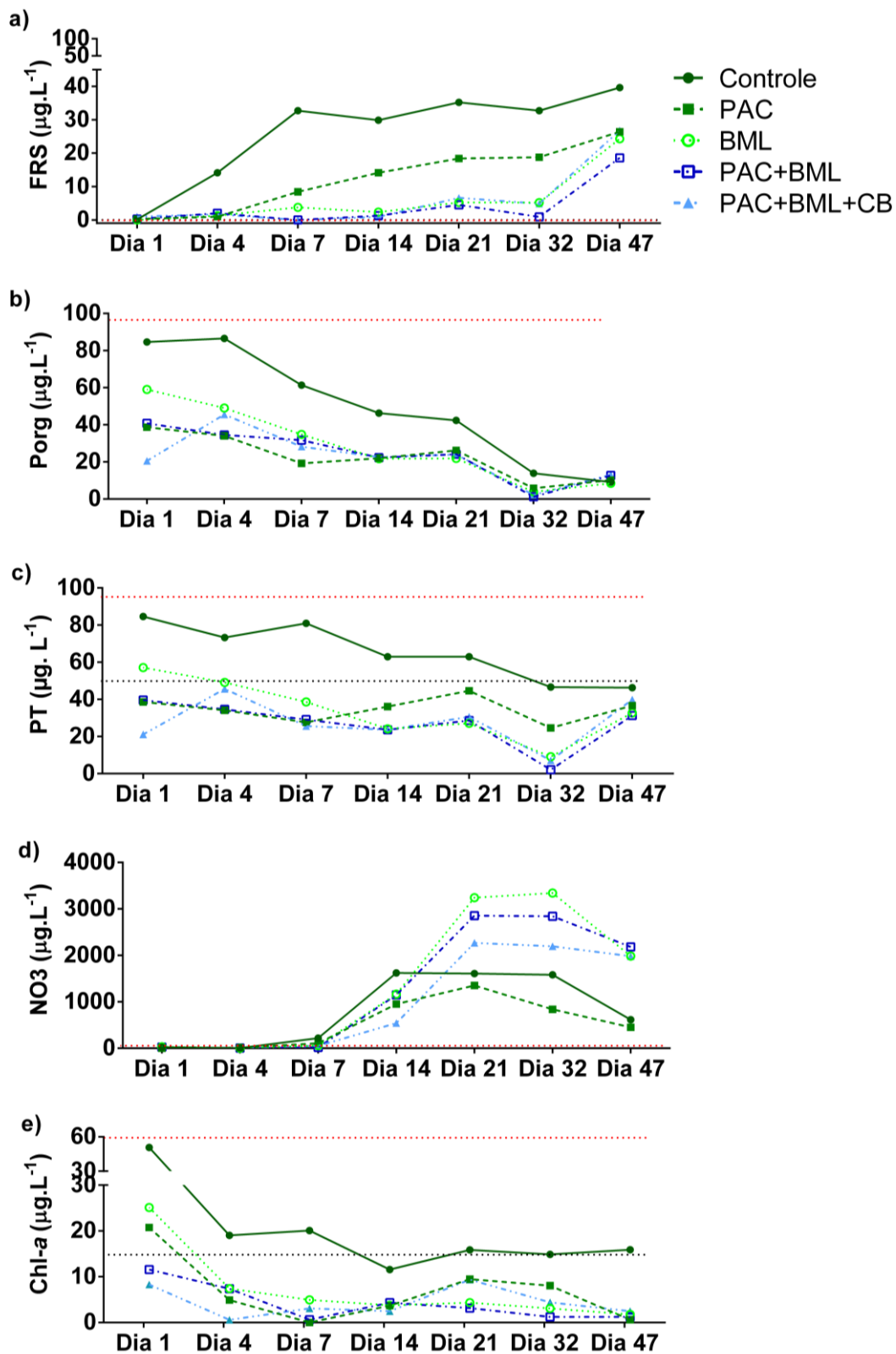
**Figura 3** Resultados do *Floc & Lock* ao longo do tempo para as variáveis de: a) pH; b) Temperatura; c) OD (oxigênio dissolvido); d) Abs 254 (substâncias húmicas). PAC=Polícloreto de Alumínio; BML = Bentonita Modificada com Lantânio; CB = Calcário Bege. A linha vermelha representa o valor das condições iniciais (T0).

No primeiro dia do experimento houve redução da turbidez, clorofila-*a* fósforo total. A remoção de turbidez aconteceu nos tratamentos PAC ( $p < 0,0001$ ) e PAC+BML ( $p < 0,0001$ ; Figura 4a). Todos os tratamentos removeram clorofila-*a* (Figura 4b;  $p < 0,001$ ), e os tratamentos combinados obtiveram as menores concentrações, diferindo dos tratamentos com PAC ( $p < 0,05$ ) ou BML ( $p < 0,05$ ) sozinhos. O fósforo total foi removido (PT; Figura 4e) em todos os tratamentos ( $p < 0,05$ ; Figura 4e), e o fósforo orgânico (P org) representava todo o fósforo total, logo também foi removido (Figura 4d). Os maiores valores de remoção de clorofila-*a* e fósforo total no dia 1 foram alcançados com a

combinação de PAC+BML+CB. Os valores de fósforo reativo solúvel (FRS) e nitrato estavam abaixo do limite de detecção em todos os tratamentos (Figura 4d e Figura 4f).

Entretanto, ao longo do tempo houve um aumento na concentração de FRS e  $\text{NO}_3^-$  para todos os tratamentos. No dia 32, o tratamento com o PAC aumentou as concentrações de FRS, quando comparado aos tratamentos com adsorvente ( $18,8 \mu\text{g L}^{-1}$ ;  $p < 0,0005$ ). Já os tratamentos com os adsorventes permaneceram com valores abaixo de  $5 \mu\text{g L}^{-1}$  de FRS sendo menores que o controle ( $32 \mu\text{g L}^{-1}$ ;  $p < 0,0005$ ). Os valores de nitrato foram aumentando com o tempo e no dia 32 PAC e controle obtiveram as menores médias e foram diferentes dos demais tratamentos ( $p < 0,05$ ). Ao contrário destes, ao longo do tempo houve diminuição da turbidez, que se manteve até o final (Dia 47) e não houve diferença estatística entre os tratamentos ( $p = 0,28$ ). Os valores de clorofila-*a* reduziram no controle e permaneceram próximos a  $15 \mu\text{g L}^{-1}$ , e estabilizou nos demais tratamentos com valores abaixo de  $10 \mu\text{g L}^{-1}$ . No caso do fósforo total e do P org, até o dia 32 todos os tratamentos foram decaindo, sendo menores do que o controle ( $p < 0,001$ ).

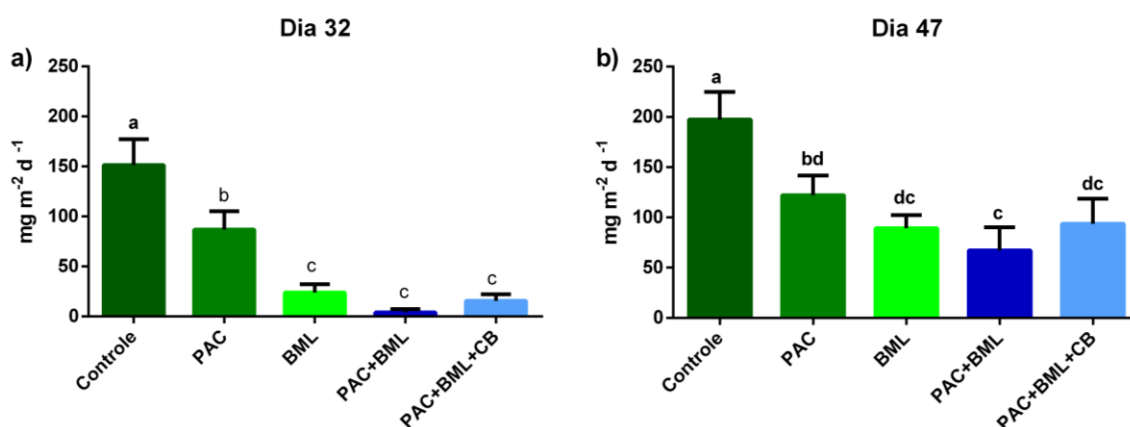
No último dia do experimento, apesar da redução no controle, os valores de clorofila-*a* (média de  $10 \mu\text{g L}^{-1}$ ) em todos os tratamentos foram estatisticamente menores que controle ( $p < 0,05$ ). A turbidez não apresentou diferença significativa no último dia ( $p = 0,29$ ), assim como o PT ( $p = 0,06$ ) e P org ( $p = 0,58$ ). No dia 47, todos os tratamentos estavam com valores mais elevados de FRS, sendo o PAC igual ao controle ( $p = 0,105$ ) e os tratamentos com adição de adsorvente menores que o controle (BML= $19,3 \mu\text{g L}^{-1}$ ; PAC+BML= $14,5 \mu\text{g L}^{-1}$  e PAC+BML+CB =  $16,4 \mu\text{g L}^{-1}$ ;  $p < 0,05$ ). Com relação ao nitrato, no dia 47 o controle ( $614,1 \mu\text{g L}^{-1}$ ) e o PAC ( $450,6 \mu\text{g L}^{-1}$ ;  $p = 0,88$ ) também obtiveram médias iguais, entretanto sendo os menores valores de  $\text{NO}_3^-$ . Os demais tratamentos foram, apesar da redução do dia 32 para 47, foram diferentes do controle e do PAC ( $p < 0,005$ ) e iguais entre si (BML=  $1985,0$ ; PAC+BML=  $1981,8 \mu\text{g L}^{-1}$ ; PAC+BML+CB=  $2180,8 \mu\text{g L}^{-1}$ ;  $p > 0,05$ ).



**Figura 4** Resultados do *Floc & Lock* ao longo do tempo para as variáveis de: a) Turbidez; b) Chl-a (clorofila-a); c) FRS (Fósforo Reativo Solúvel); d) Porg (Fósforo Orgânico); e) PT (Fósforo Total); f) NO<sub>3</sub><sup>-</sup> (Nitrato). PAC=Polícloro de Alumínio; BML = Bentonita Modificada com Lantânio; CB = Calcário Bege. A linha preta pontilhada representa o limite para o estado eutrófico de acordo com Thornton & Rast (1993). A linha vermelha representa o valor das condições iniciais (T0).

A partir da determinação da taxa de liberação, foi observado que houve liberação de fósforo reativo solúvel em todos os tratamentos e esses valores foram mais elevados no controle e no PAC (Figura 5). Os tratamentos com a combinação de coagulantes e adsorventes apresentaram taxas semelhantes ao tratamento em que o BML foi aplicado sozinho.

Contudo, a taxa de liberação nos dias 32 e 47 mostram resultados diferentes, onde no último dia foi observado um aumento na taxa para todos os tratamentos, incluindo o controle. Apesar disso, todos os tratamentos foram diferentes do controle ( $p < 0,05$ ), sendo PAC foi igual ao BML ( $p < 0,05$ ) e ao PAC+BML+CB ( $p < 0,05$ ) e os tratamentos com adsorvente iguais entre si ( $p < 0,05$ ).



**Figura 5** Resultados da taxa de liberação de fósforo reativo solúvel (FRS) nos dias 32 (a) e 47 (b). As letras representam a diferença ou igualdade estatística mostrada pelo teste de Tukey. PAC=Polícloroeto de Alumínio; BML = Bentonita Modificada com Lantânio; CB = Calcário Bege.

#### 4. DISCUSSÃO

Nossos resultados mostraram que a técnica *Floc & Lock* reduziu a liberação do fósforo no sedimento, e removeu a biomassa algal por sedimentação, confirmando a primeira hipótese do estudo. O tratamento PAC+BML+CB foi tão eficaz quanto a utilização sozinha da BML e a combinação do PAC+BML, confirmando a segunda hipótese do nosso estudo, mostrando uma alternativa economicamente viável de adsorvente.

A alta eficiência da BML em nosso estudo corrobora com diversos outros trabalhos (Spears et al., 2013; Copetti et al., 2015; Waajen et al., 2016, 2017; Barçante et al., 2020). A BML remove clorofila-*a* em curtos períodos de tempo, a partir de 1h

(Miranda et al., 2017; Noyma et al., 2017; Lürling et al., 2020; Arruda et al., 2021), corroborando com nossos resultados que mostraram a sedimentação em 24h. Além disso, também mostra efeitos de capeamento do sedimento, reduzindo a liberação do fósforo ao longo do tempo (Lürling & Oosterhout, 2013; Waajen et al., 2016; Cavalcante et al., 2022). Uma meta-análise mostrou que após a adição da BML houve redução nas concentrações de fósforo total, fósforo reativo solúvel e clorofila-*a* nos lagos analisados (Spears et al., 2016). Entretanto a BML tem um custo elevado que pode dificultar sua aplicação em países subdesenvolvidos (Mucci et al., 2018), custo esse que se maximiza com a adição do PAC (Lürling & Oosterhout, 2013). Diante desse custo, os bons resultados encontrados com a adição de apenas metade da BML combinados com o calcário bege se mostram promissores para aplicações em escala de lago inteiro.

Compostos com adição de cálcio mostram altas capacidades de sorção, devido à alta afinidade do fosfato com o cálcio (Spears et al., 2013; Douglas et al., 2016). Diversos estudos mostram a utilização de compostos de cálcio (calcita, apatita, hidróxido de cálcio) como um potencializador na imobilização do fósforo do sedimento, e sua eficácia em condições diversas de pH e sob anoxia (Han et al., 2022; Wu et al., 2022; Xu et al., 2022; Lu et al., 2023; Zhan et al., 2023). Essa alta capacidade de se ligar ao fósforo foi confirmada em nosso estudo.

A sorção do fósforo com compostos calcários, como o calcário bege, pode acontecer tanto por meio da adsorção nos sítios de ligação (Han et al., 2022) quanto por meio da precipitação do fosfato com o cálcio (Gustafsson et al., 2012). Este último é o mecanismo dominante em pH mais elevados, que é o caso do nosso estudo, onde o íon formado geralmente é o  $\text{CaPO}_4^-$  (Gustafsson et al., 2012; Flower et al., 2022). A ligação do cálcio com o fosfato é considerada estável (Chen et al., 2023) e só é liberada em ambientes com pH's ácidos, o que não é o caso dos ambientes semiáridos, sendo uma vantagem quando comparados adsorventes de ferro (que podem liberar P quando o ambiente está anóxico) e de alumínio (que podem liberar P em ambientes de pH's alcalinos) (Zhang et al., 2020; Cavalcante et al., 2021). Logo, em ambientes com possível anoxia e  $\text{pH} > 7$  materiais adsorventes de P com cálcio, que transformam P móvel em P-HCL, podem ser mais viáveis (Lu et al., 2023). Assim, além do menor custo, o calcário bege possibilita a formação de compostos estáveis potencializando o seu uso no controle da fertilização interna.

No nosso estudo os ambientes permaneceram óxicos, e conseqüentemente não houve a liberação clássica por anoxia. Provavelmente a liberação de fósforo ocorreu

devido ao alto pH e ao aumento da temperatura durante o experimento. O pH interfere nas propriedades de carga superficial das partículas (Illés & Tombácz, 2006) e na quantidade de íons disponíveis na água, especialmente alumínio, cálcio e ferro (Jiang et al., 2008). Em um maior pH há predominância de cargas negativas, logo sob pH's alcalinos há maiores taxas de liberação de fósforo, havendo a troca de  $\text{PO}_4^{3-}$  é trocado por  $3 \text{OH}^-$  (Steinberg, 2011; Wu et al., 2014; Yang et al., 2020; Cavalcante et al., 2021). O estudo de Cavalcante et al. (2021) analisou como três variáveis: OD, pH e temperatura influenciaram na liberação de fósforo e concluiu que o pH foi a que teve maior influência na liberação de P, sendo a liberação nos pH's  $10 > 8 > 6$ . Além disso, um estudo no mesmo reservatório, Boqueirão, mostrou que a fração predominante de P no sedimento é o NaOH-rP (Cavalcante et al., 2021). Dessa forma, a fração liberada é provavelmente a NaOH-rP, que é o fósforo ligado a alumínio, a fração mais afetada por pH alcalino e altas temperaturas (Wu et al., 2014; Cavalcante et al., 2021).

Apesar da liberação constante de FRS e do aumento das taxas de liberação de fósforo no grupo controle, as concentrações de clorofila-a não aumentaram. Isso pode ser associado à presença do picoplâncton autotrófico, que contribui com baixos valores de biomassa, mas que pode representar uma boa parte do fitoplâncton em alguns reservatórios (Amorim et al., 2020; Tamm et al., 2022). O picoplâncton, apesar da pequena contribuição da biomassa fitoplanctônica, desempenha um papel importante nos ecossistemas aquáticos, pois atua na cadeia alimentar microbiana, regenerando nutrientes e transferindo de energia para níveis tróficos superiores (Cotner & Biddanda, 2002; Silvano et al., 2011). As picocianobactérias, em especial, têm grande afinidade e taxas máximas de captação de fósforo do que outras cianobactérias devido ao seu tamanho pequeno e alta proporção de superfície/volume (Moutin et al., 2002).

No caso dos tratamentos com adsorventes houve um aumento no fósforo reativo solúvel e conseqüentemente nas taxas de liberação de fósforo do sedimento do dia 32 para o dia 47. Esse fato pode estar associado ao aumento da temperatura e a mineralização da biomassa algal sedimentada. A temperatura tem ligação direta com o processo de mineralização da matéria orgânica (Jiang et al., 2008), e houve um aumento dessa variável ao longo do tempo, em especial do dia 32 para o dia 47. A temperatura acelera os processos químicos e aumenta as atividades microbianas dos sedimentos, promovendo a mineralização da matéria orgânica, liberando o fósforo presente na superfície do sedimento para a água sobrejacente (Jiang et al., 2008; Wu et al., 2014; Cheng et al., 2020). A atividade biológica é importante para a transformação de P na interface

sedimento e água, e seu metabolismo pode alterar significativamente o microambiente circundante, assim os organismos estimulam a liberação de P dos sedimentos (Jiang et al., 2008). Nossos resultados estão de acordo com outros experimentos onde o aumento da temperatura aumentou as taxas de liberação de fósforo do sedimento para a coluna d'água (Wu et al., 2014; He et al., 2017; Cheng et al., 2020; Cavalcante et al., 2021).

Isso também explica a mudança do P orgânico para P inorgânico (FRS) em nossos resultados. Não só a biomassa algal sedimentada foi mineralizada, como P orgânico presente na água. Outro estudo também relata que houve a diminuição do P orgânico e aumento do P total e P inorgânico com o tempo mesmo após a adição da BML, onde as menores quantidades foram observadas no 7º dia e com o tempo houve liberação de P inorgânico na água, enquanto o nível de P orgânico era mantido baixo (Kong et al., 2020). O estudo atribui a transformação do P orgânico em fósforo inorgânico disponível e a sua liberação à atividade metabólica de microrganismos.

Outro fator importante em nosso estudo foi a liberação do nitrato. Essa liberação também pode estar associada a mineralização da matéria orgânica. Entretanto, os valores de  $\text{NO}_3^-$  foram maiores quando havia a presença da BML. Alguns estudos têm mostrado que a BML é fonte de amônia,  $\text{NH}_4^+$  (Lürling & Oosterhout, 2013; Reitzel et al., 2013; Zeller & Alperin, 2021), isso acontece devido à presença da amônia na matriz da argila bentonita (Hanway et al., 1957) e que não é removido no processamento do produto (Zeller & Alperin, 2021). O estudo de Zeller & Alperin, 2021 indicou que há a ocorrência da nitrificação quando os ambientes eram óxicos, com aumento de  $\text{NO}_2^-$  e  $\text{NO}_3^-$  após adição do BML. Assim, provavelmente foi o que ocorreu no nosso estudo, gerando a formação do nitrato ao longo do experimento.

É importante salientar que nossos resultados são testes laboratoriais, e que em escalas maiores outras variáveis estarão envolvidas, por isso recomendamos que outros estudos realizem em escala de mesocosmos e que os efeitos integrados com e nos organismos planctônicos e bentônicos sejam avaliados. Além disso, devido ao potencial do calcário bege e à liberação de nitrato promovida pela BML, recomendamos teste isolado e combinado com o PAC do CB.

## 5. CONCLUSÕES

- A técnica *Floc & Lock* reduziu a liberação do fósforo no sedimento, e removeu a biomassa algal por sedimentação;
- O tratamento PAC+BML+CB foi tão eficaz quanto a utilização sozinha da BML e a combinação do PAC+BML, por isso o calcário bege possui alto potencial de utilização para capeamento do sedimento como um material natural de menor custo.
- Observar efeitos indiretos da aplicação da BML, já que houve a liberação potencializada do nitrato ao utilizar este produto;
- As características ambientais dos ecossistemas aquáticos interferem no processo de liberação de fósforo, como por exemplo o pH e a temperatura.

## Referências

- Alvares, C. A., J. L. Stape, P. C. Sentelhas, J. L. de G. Moraes, & G. Sparovek, 2014. Koppen's climate classification map for Brazil. *22*: 711–728.
- Amorim, C. A., Ê. W. Dantas, & A. do N. Moura, 2020. Modeling cyanobacterial blooms in tropical reservoirs: The role of physicochemical variables and trophic interactions. *Science of the Total Environment Elsevier B.V 744*: 140659.
- Araújo, F., H. R. Dos Santos, V. Becker, & J. L. Attayde, 2018. The use of polyaluminium chloride as a restoration measure to improve water quality in tropical shallow lakes. *Acta Limnologica Brasiliensia 30*, e109.
- Arruda, R. S., L. De Magalh, M. Coelho, B. Mesquita, É. C. De Almeida, E. Pinto, M. Lüring, & M. M. Marinho, 2021. Microcystins from Tropical Reservoir Water. *Toxins 13*: 405.
- Barbosa, J. E. de L., E. S. F. Medeiros, J. Brasil, R. da S. Cordeiro, M. C. B. Crispim, & G. H. G. da Silva, 2012. Ecossistemas aquáticos do semi-árido brasileiro: Aspectos limnológicos e manejo. *Acta Limnologica Brasiliensia 24*: 103–118.
- Barçante, B., N. O. Nascimento, T. F. G. Silva, L. A. Reis, & A. Giani, 2020. Cyanobacteria dynamics and phytoplankton species richness as a measure of waterbody recovery: Response to phosphorus removal treatment in a tropical eutrophic reservoir. *Ecological Indicators Elsevier 117*: 106702.
- Becker, V., Monicelli, F., Araujo, F., Cunha, K. P. V., 2023. Potencial de sorção de fósforo de materiais naturais do semiárido em água deionizada. In: *Iv Congreso Iberoamericano De Limnología, 2023, Buenos Aires. Libro de resúmenes, v. 1. P. 222.*
- Cavalcante, H., F. Araújo, V. Becker, & J. E. de Lucena Barbosa, 2021. Internal phosphorus loading potential of a semiarid reservoir: An experimental study. *Acta Limnologica Brasiliensia 33*: e6.
- Cavalcante, H., F. Araújo, V. Becker, & J. E. Lucena-Barbosa, 2022. Control of internal phosphorus loading using coagulants and clays in water and the sediment of a semiarid reservoir susceptible to resuspension. *Hydrobiologia. 849*:4059–4071.

- Chen, X., L. Liu, W. Yan, M. Li, Q. Li, X. He, Z. Zhao, R. Liu, S. Zhang, Y. Huang, & F. Jiang, 2023. Impacts of calcium peroxide on phosphorus and tungsten releases from sediments. *Environmental Research* 231: 1-16.
- Cheng, X., Y. Huang, R. Li, X. Pu, W. Huang, & X. Yuan, 2020. Impacts of water temperature on phosphorus release of sediments under flowing overlying water. *Journal of Contaminant Hydrology Elsevier* 235: 103717.
- Conley, D. J.; Paerl, H. W.; Howarth, R. W.; 2009. Controlling Eutrophication: Nitrogen and Phosphorus. *Science*, v. 323, p. 1014–1015.
- Copetti, D., K. Finsterle, L. Marziali, F. Stefani, G. Tartari, K. Reitzel, B. M. Spears, I. J. Winfield, & G. Crosa, 2015. *AC SC. Water Research Elsevier Ltd.*
- Cotner, J. B., & B. A. Biddanda, 2002. Small players, large role: Microbial influence on biogeochemical processes in pelagic aquatic ecosystems. *Ecosystems* 5: 105–121.
- Cunha, G. K. G., F. Monicelli, D. F. dos Santos, F. Araújo, & V. Becker, 2022. 15o Simpósio De Hidráulica E Recursos Hídricos Dos Países De Língua Portuguesa Influência Do Uso E Ocupação Do Solo Na Qualidade Da Água De Um Reservatório No Semiárido Brasileiro. 1–10.
- de Magalhães, L., N. P. Noyma, L. L. Furtado, M. Mucci, F. van Oosterhout, V. L. M. Huszar, M. M. Marinho, & M. Lürling, 2017. Efficacy of Coagulants and Ballast Compounds in Removal of Cyanobacteria (*Microcystis*) from Water of the Tropical Lagoon Jacarepaguá (Rio de Janeiro, Brazil). *Estuaries and Coasts* 40: 121–133.
- Dodds, W. K., W. W. Bouska, J. L. Eitzmann, T. J. Pilger, K. L. Pitts, A. J. Riley, J. T. Schloesser, & D. J. Thornbrugh, 2009. Eutrophication of U. S. freshwaters: Analysis of potential economic damages. *Environmental Science and Technology* 43: 12–19.
- Douglas, G. B., D. P. Hamilton, M. S. Robb, G. Pan, B. M. Spears, & M. Lurling, 2016. Guiding principles for the development and application of solid-phase phosphorus adsorbents for freshwater ecosystems. *Aquatic Ecology Springer Netherlands* 50: 385–405.

- Flower, H., M. Rains, Y. Taşcı, J. Z. Zhang, K. Trout, D. Lewis, A. Das, & R. Dalton, 2022. Why is calcite a strong phosphorus sink in freshwater? Investigating the adsorption mechanism using batch experiments and surface complexation modeling. *Chemosphere* 286: 1-13.
- Gustafsson, J. P., L. B. Mwamila, & K. Kergoat, 2012. The pH dependence of phosphate sorption and desorption in Swedish agricultural soils. *Geoderma Elsevier B.V.* 189–190: 304–311.
- Han, M., Y. Wang, Y. Zhan, J. Lin, X. Bai, & Z. Zhang, 2022. Efficiency and mechanism for the control of phosphorus release from sediment by the combined use of hydrous ferric oxide, calcite and zeolite as a geo-engineering tool. *Chemical Engineering Journal Elsevier B.V.* 428: 131360.
- Hanway, J. J., Scott, A. D., Stanford, G., 1956. Replaceability of ammonium fixed in clay minerals as influenced by ammonium or potassium in the extracting solution. *Soil Science Society of America Journal* 21: 29–34.
- He, J., D. Su, S. Lv, Z. Diao, J. Xie, & Y. Luo, 2017. Effects of sediment chemical properties on phosphorus release rates in the sediment-water interface of the steppe wetlands. *International Journal of Environmental Research and Public Health* 14: 14-30.
- Illés, E., & E. Tombácz, 2006. The effect of humic acid adsorption on pH-dependent surface charging and aggregation of magnetite nanoparticles. *Journal of Colloid and Interface Science* 295: 115–123.
- Jančula, D., & B. Marsálek, 2011. Critical review of actually available chemical compounds for prevention and management of cyanobacterial blooms. *Chemosphere* 85: 1415–1422.
- Jensen, H. S., K. Reitzel, & S. Egemose, 2015. Evaluation of aluminum treatment efficiency on water quality and internal phosphorus cycling in six Danish lakes. *Hydrobiologia* 751: 189–199.
- Jespersen, A.-M., & K. Christoffersen, 1987. Measurements of chlorophyll-a from phytoplankton using ethanol as extraction solvent. *Archiv für Hydrobiologie* 109: 445–454.

- Jiang, X., X. Jin, Y. Yao, L. Li, & F. Wu, 2008. Effects of biological activity, light, temperature and oxygen on phosphorus release processes at the sediment and water interface of Taihu Lake, China. *Water Research* 42: 2251–2259.
- Kong, M., F. Liu, Y. Tao, P. Wang, C. Wang, & Y. Zhang, 2020. First attempt for in situ capping with lanthanum modified bentonite (LMB) on the immobilization and transformation of organic phosphorus at the sediment-water interface. *Science of the Total Environment Elsevier B.V.* 741: 140342.
- Kromkamp, J., & A. E. Walsby, 1990. A computer model of buoyancy and vertical migration in cyanobacteria. *12*: 161–183.
- Lu, Y., J. Lin, X. Wu, & Y. Zhan, 2023. Control of phosphorus release from sediment by hydrous zirconium oxide combined with calcite, bentonite and zeolite. *Chemosphere Elsevier Ltd* 332: 138892.
- Lürling, M., L. Kang, M. Mucci, F. van Oosterhout, N. P. Noyma, M. Miranda, V. L. M. Huszar, G. Waajen, & M. M. Marinho, 2020. Coagulation and precipitation of cyanobacterial blooms. *Ecological Engineering Elsevier* 158: 106032.
- Lürling, M., E. Mackay, K. Reitzel, & B. M. Spears, 2016. Editorial – A critical perspective on geo-engineering for eutrophication management in lakes. *Water Research* 97: 1–10.
- Lürling, M., & F. Van Oosterhout, 2013a. Controlling eutrophication by combined bloom precipitation and sediment phosphorus inactivation. *Water Research* 47: 6527–6537.
- Lürling, M., G. Waajen, & F. Van Oosterhout, 2014. Humic substances interfere with phosphate removal by lanthanum modified clay in controlling eutrophication. *Water Research* 54: 78–88.
- Miranda, M., N. Noyma, F. S. Pacheco, L. De Magalhães, E. Pinto, S. Santos, M. Fernanda, A. Soares, V. L. Huszar, M. Lürling, & M. M. Marinho, 2017. The efficiency of combined coagulant and ballast to remove harmful cyanobacterial blooms in a tropical shallow system. *Harmful Algae Elsevier B.V.* 65: 27–39.

- Monicelli, F., K. P. V. da Cunha, F. Araújo, & V. Becker, 2021. Phosphorus sorption potential of natural adsorbent materials from a Brazil semiarid region to control eutrophication. *Acta Limnologica Brasiliensia* 33: e29.
- Moutin, T., T. F. Thingstad, F. Van Wambeke, D. Marie, G. Slawyk, P. Raimbault, & H. Claustre, 2002. Does competition for nanomolar phosphate supply explain the predominance of the cyanobacterium *Synechococcus*?. *Limnology and Oceanography* 47: 1562–1567.
- Mucci, M., V. Maliaka, N. Pessoa, M. Manzi, & M. Lüring, 2018. Science of the Total Environment Assessment of possible solid-phase phosphate sorbents to mitigate eutrophication: Influence of pH and anoxia. *Science of the Total Environment* Elsevier B.V. 619–620.
- Murphy, J., & J. P. Riley, 1962. A modified single solution method for the determination of phosphate in natural waters. *Analytica Chimica Acta* 27: 31–36.
- Noyma, N. P., L. De Magalhães, M. Miranda, M. Mucci, F. Van Oosterhout, V. L. M. Huszar, M. M. Marinho, E. R. A. Lima, & M. Lurling, 2017. Coagulant plus ballast technique provides a rapid mitigation of cyanobacterial nuisance. *PLoS ONE* 12: 1–16.
- Paerl, H. W., & J. Huisman, 2009. Climate change: A catalyst for global expansion of harmful cyanobacterial blooms. *Environmental Microbiology Reports* 1: 27–37.
- Reitzel, K., K. A. Balslev, & H. S. Jensen, 2017. The influence of lake water alkalinity and humic substances on particle dispersion and lanthanum desorption from a lanthanum modified bentonite. *Water Research Elsevier Ltd* 125: 191–200.
- Reitzel, K., S. Lotter, M. Dubke, S. Egemose, H. S. Jensen, & F. Andersen, 2013. Effects of Phoslock<sup>®</sup> treatment and chironomids on the exchange of nutrients between sediment and water. *Hydrobiologia* 703: 189–202.
- Rocha Júnior, C., Araújo, F., Becker, V., 2024. Influence of land use on spatial distribution of mobile phosphorus forms in the sediment of a tropical semi-arid reservoir. *Science of the Total Environment*, 914: 169836.

- Santos, D. F. dos, J. M. da Silva, & V. Becker, 2021. Increase in eutrophication symptoms during a prolonged drought event in tropical semi-arid reservoirs, *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, v. 26, e39, 1-13.
- Schindler, D. W., R. E. Hecky, D. L. Findlay, M. P. Stainton, B. R. Parker, M. J. Paterson, K. G. Beaty, M. Lyng, & S. E. M. Kasian, 2008. Eutrophication of lakes cannot be controlled by reducing nitrogen input: Results of a 37-year whole-ecosystem experiment. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 105: 11254–11258.
- Severiano, J. dos S., E. R. P. de Lima, D. de Lucena-Silva, D. K. G. Rocha, M. E. S. Veríssimo, B. R. S. Figueiredo, J. E. de L. Barbosa, & J. Molozzi, 2023. The role of bioturbation triggered by benthic macroinvertebrates in the effectiveness of the Floc & Lock technique in mitigating eutrophication. *Water Research* 246: 120691.
- Silvoso, J., I. Izaguirre, & L. Allende, 2011. Picoplankton structure in clear and turbid eutrophic shallow lakes: A seasonal study. *Limnologia* 41: 181–190.
- Søndergaard, M., J. P. Jensen, & E. Jeppesen, 2003. Role of sediment and internal loading of phosphorus in shallow lakes. *Hydrobiologia* 506–509: 135–145.
- Spears, B. M., E. B. Mackay, S. Yasserli, I. D. M. Gunn, K. E. Waters, C. Andrews, S. Cole, M. De Ville, A. Kelly, S. Meis, A. L. Moore, G. K. Nürnberg, F. van Oosterhout, J. A. Pitt, G. Madgwick, H. J. Woods, & M. Lürling, 2016. A meta-analysis of water quality and aquatic macrophyte responses in 18 lakes treated with lanthanum modified bentonite (Phoslock®). *Water Research Elsevier Ltd* 97: 111–121.
- Spears, B. M., S. Meis, A. Anderson, & M. Kellou, 2013. Comparison of phosphorus (P) removal properties of materials proposed for the control of sediment P release in UK lakes. *Science of the Total Environment Elsevier B.V.* 442: 103–110.
- Steinberg, C. E. W., 2011. Aerobic phosphorus release from shallow lake sediments. *Science of the Total Environment Elsevier B.V.* 409: 4640–4641.
- Tamm, M., T. Nõges, P. Nõges, K. Panksep, P. Zingel, H. Agasild, R. Freiberg, T. Hunt, & I. Tõnno, 2022. Factors influencing the pigment composition and dynamics of photoautotrophic picoplankton in shallow eutrophic lakes. *PLoS ONE* 17: 1–21.

- Thornton, J.A.; Rast, W. 1993. "A test of hypothesis relating to the comparative limnology and assessment of eutrophication in semi-arid man-made lakes". Dordrecht: Kluwer Academic Publishers, pp. 1-24.
- Valderrama, J. C., 1981. The simultaneous analysis of total nitrogen and total phosphorus in natural waters. *Marine Chemistry* 10: 109–122.
- Van Oosterhout, F., & M. Lürling, 2011. Effects of the novel "Flock & Lock" lake restoration technique on *Daphnia* in Lake Rauwbraken (The Netherlands). *Journal of Plankton Research* 33: 255–263.
- Waajen, G., M. Pauwels, & M. Lürling, 2017. Effects of combined flocculant – Lanthanum modified bentonite treatment on aquatic macroinvertebrate fauna. *Water Research* 122: 183–193.
- Waajen, G., F. van Oosterhout, G. Douglas, & M. Lürling, 2016. Management of eutrophication in Lake De Kuil (The Netherlands) using combined flocculant – Lanthanum modified bentonite treatment. *Water Research Elsevier Ltd* 97: 83–95.
- Westerhoff, P., & D. Anning, 2000. Concentrations and characteristics of organic carbon in surface water in Arizona: Influence of urbanization. *Journal of Hydrology* 236: 202–222.
- Wu, D., Y. Zhan, J. Lin, Z. Zhang, & B. Xie, 2022. Contrasting effect of lanthanum hydroxide and lanthanum carbonate treatments on phosphorus mobilization in sediment. *Chemical Engineering Journal Elsevier B.V.* 427: 132021.
- Wu, Y., Y. Wen, J. Zhou, & Y. Wu, 2014. Phosphorus release from lake sediments: Effects of pH, temperature and dissolved oxygen. *KSCE Journal of Civil Engineering* 18: 323–329.
- Xu, C., W. Yue, P. Sun, S. Chen, Z. Wu, N. Xu, L. Tang, G. Sheng, & D. Li, 2022. Positive remediation on sedimentary P by combination of capping with calcium hydroxide and oxidation with perhydrol. *Journal of Environmental Sciences (China) Elsevier B.V.* 112: 170–179.

- Yang, C., P. Yang, J. Geng, H. Yin, & K. Chen, 2020. Sediment internal nutrient loading in the most polluted area of a shallow eutrophic lake (Lake Chaohu, China) and its contribution to lake eutrophication. *Environmental Pollution Elsevier Ltd* 262.
- Zeller, M. A., & M. J. Alperin, 2021. The efficacy of Phoslock<sup>®</sup> in reducing internal phosphate loading varies with bottom water oxygenation. *Water Research X Elsevier* 11: 100095.
- Zhan, Y., B. Qiu, & J. Lin, 2023. Effect of common ions aging treatment on adsorption of phosphate onto and control of phosphorus release from sediment by lanthanum-modified bentonite. *Journal of Environmental Management Elsevier Ltd* 341: 118109.
- Zhang, H., J. Chen, M. Han, W. An, & J. Yu, 2020. Anoxia remediation and internal loading modulation in eutrophic lakes using geoengineering method based on oxygen nanobubbles. *Science of the Total Environment Elsevier B.V.* 714: 136766.

## CONSIDERAÇÕES FINAIS

O objetivo desta tese foi respondido através dos capítulos mostrados. A primeira parte do objetivo “Analisar as respostas da comunidade planctônica diante de técnicas químicas de mitigação da eutrofização” foi atestado nos capítulos 1 e 2. O primeiro capítulo desta tese mostrou que as técnicas físicas e químicas de controle da eutrofização têm sido bastante estudadas e tem ocorrido mais interesse nelas ao longo dos anos. Apesar disso, poucos estudos focam nos efeitos das técnicas no plâncton, e estes estão mais voltados para os efeitos nas cianobactérias. Os efeitos da técnica em outros grupos fitoplanctônicos, além das cianobactérias, e no zooplâncton são pouco abordados e ainda não está claro como essas técnicas agem nesses organismos, sendo uma das lacunas encontradas no primeiro capítulo. Além disso, estudos que observem os efeitos ao longo do tempo, mostrando a sucessão da comunidade planctônica e em mesocosmos são minoria e também precisam ser analisados.

No geral, todas as técnicas químicas estudadas removeram a biomassa (ou biovolume) das cianobactérias. Ao contrário da aeração, dragagem e ultrassom, que tiveram resultados conflitantes, com resultados inconclusivos. Os poucos estudos sobre a comunidade planctônica após a aplicação da técnica mostram efeitos positivos na diversidade do fitoplâncton após o *Floc & Sink* e um aumento na riqueza após o *Floc & Lock* e aeração. Todas as técnicas afetaram negativamente o zooplâncton, diminuindo a biomassa, sobrevivência ou abundância desses organismos. Entretanto, o número de estudos sobre o zooplâncton é relativamente pequeno, tornando difícil definir conclusões mais consistentes.

Respondendo uma dessas lacunas, o capítulo dois aplicou a técnica do *Floc & Sink* com lastros naturais e analisou seus efeitos na biomassa fitoplanctônica, em uma abordagem funcional (Grupos Funcionais Baseados em Morfologia - MBFG), baseada em características morfológicas do fitoplâncton (Kruk et al., 2010). A aplicação da combinação do lastro natural + coagulante químico (Cloreto de Polialumínio - PAC) foi eficiente na sedimentação de biomassa algal (PAC + planossolo; PAC + calcário bege; PAC + calcário branco). O grupo MBFG IV sedimentou tanto com o uso de coagulante isolado, quanto combinado com os lastros. O Grupo VIII (com presença de aerótopos) só sedimentou após a combinação de coagulantes e lastros. *Microcystis aeruginosa* (Grupo VII) não sedimentou. Mas o Grupo VII, quando formado por outros organismos, sem a *M. aeruginosa*, sedimentou em todos os tratamentos. Os grupos MBFG V e MBFG VI não sedimentaram após nenhum tratamento. Portanto, ambientes com grande abundância

de espécies possuindo aerótopos, flagelos, pequenas diatomáceas e *M. aeruginosa* podem dificultar ou comprometer a eficácia da técnica *Floc & Sink*.

Respondendo a segunda parte do objetivo geral “avaliar a eficiência de técnicas químicas em águas de mananciais da região semiárida tropical” os capítulos 2 e 3 mostraram que a utilização de compostos naturais nas técnicas *Floc & Sink* e *Floc & Lock* podem ser eficientes na mitigação da eutrofização. No capítulo 2, os resultados mostraram que os lastros naturais (Planossolo, Calcário Bege e Calcário Branco) podem ser utilizados como alternativa a produtos comerciais caros para sedimentação de biomassa de algas.

Para observar o efeito do calcário bege (CB) como adsorvente para reduzir os custos com a Bentonita Modificada com Lantânio (BML), o *Floc & Lock* foi aplicado no capítulo 3. A utilização do calcário bege tem em vista uma busca por um material natural mais econômico e sustentável. Nossos resultados mostraram que a técnica *Floc & Lock* reduziu a liberação do fósforo no sedimento, e removeu a biomassa algal por sedimentação algal. O tratamento PAC+BML+CB foi tão eficaz quanto a utilização sozinha da BML e a combinação do PAC+BML.

Em síntese, as técnicas de controle da eutrofização podem afetar o plâncton de diferentes formas, a depender da técnica, do seu princípio e do produto. No caso do fitoplâncton, organismos com mecanismos de resistência à sedimentação podem prejudicar a eficácia do *Floc & Sink*. Além disso, recomendamos o uso de lastros naturais na técnica *Floc & Sink* e da combinação do calcário bege com a BML e com o PAC na técnica *Floc & Lock*. Logo, materiais naturais podem ser uma alternativa à produtos comerciais com a mesma eficiência e mais viáveis economicamente. A utilização de materiais naturais menos custosos se torna mais importante ainda diante de um cenário de um país em desenvolvimento como o Brasil, e em especial no semiárido, uma região vulnerável a eutrofização que sofre com períodos secos e onde os reservatórios têm grande importância econômica e social.

Além disso, é importante destacar que não existe um protocolo comum a ser seguido para aplicação da mitigação nos lagos, cada lago possui suas características específicas que tornam o ecossistema único e reforçam a necessidade de testes laboratoriais. Por fim, a mitigação da eutrofização não se faz apenas com o controle da carga interna, o processo de gestão nas bacias hidrográficas para cessar as fontes externas precisa acontecer para que a aplicação das técnicas químicas seja eficiente e duradoura.

## REFERÊNCIAS

- Álvarez-Manzaneda, I.; De Vicente, I. Assessment of toxic effects of magnetic particles used for lake restoration on *Chlorella* sp. and on *Brachionus calyciflorus*. **Chemosphere**, v. 187, p. 347–356, 2017.
- Amirbahman, A.; Pearce, A. R.; Bouchard, R. J.; Norton, S. A.; KAHL, J. S. Relationship between hypolimnetic phosphorus and iron release from eleven lakes in Maine, USA. **Biogeochemistry**, v. 65, n. 3, p. 369–386, 2003.
- Amorim, C. A.; Dantas, Ê. W.; Moura, A. Do N. Modeling cyanobacterial blooms in tropical reservoirs: The role of physicochemical variables and trophic interactions. **Science of the Total Environment**, v. 744, p. 140659, 2020.
- Araújo, F.; Becker, V.; Attayde, J. L. Shallow lake restoration and water quality management by the combined effects of polyaluminium chloride addition and benthivorous fish removal: a field mesocosm experiment. **Hydrobiologia**, v. 778, p. 243–252, 2015.
- Araújo, F.; Santos, H. R. Dos; Becker, V.; Attayde, J. L. The use of polyaluminium chloride as a restoration measure to improve water quality in tropical shallow lakes. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 30, 2018a.
- Araújo, F.; Van Oosterhout, F.; Becker, V.; Attayde, J. L.; Lürling, M. Effects of polyaluminum chloride and lanthanum-modified bentonite on the growth rates of three *Cylindrospermopsis raciborskii* strains. **PLoS ONE**, v. 13, n. 4, p. 1–15, 2018b.
- Attayde J.L., van Nes E.H., Araujo A.I.L., Corso G. & Scheffer M. Omnivory by planktivores stabilizes plankton dynamics, but may either promote or reduce algal biomass. **Ecosystems** 13, 410–420, 2010.
- Barbosa, J. E. De L.; Medeiros, E. S. F.; Brasil, J.; Cordeiro, R. Da S.; Crispim, M. C. B.; Da Silva, G. H. G. Ecossistemas aquáticos do semi-árido brasileiro: Aspectos limnológicos e manejo. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 24, n. 1, p. 103–118, 2012.
- Barrington, D. J.; Reichwaldt, E. S.; Ghadouani, A. The use of hydrogen peroxide to remove cyanobacteria and microcystins from waste stabilization ponds and hypereutrophic systems. **Ecological Engineering**, v. 50, p. 86–94, 2013.
- Bauzá, L.; Aguilera, A.; Echenique, R.; Andrinolo, D.; Giannuzzi, L. Application of hydrogen peroxide to the control of eutrophic lake systems in laboratory assays. **Toxins**, v. 6, n. 9, p. 2657–2675, 2014.
- Bonilla, S.; Aguilera, A.; Aubriot, L.; Huszar, V.; Almanza, V.; Haakonsson, S.; Izaguirre, I.; O'Farrell, I.; Salazar, A.; Becker, V.; Cremella, B.; Ferragut, C.; Hernandez, E.; Palacio, H.; Rodrigues, L. C.; Sampaio da Silva, L. H.; Santana, L. M.; Santos, J.;

Somma, A.; Ortega, L.; Antoniades, D. Nutrients and not temperature are the key drivers for cyanobacterial biomass in the Americas. **Harmful Algae**, [s. l.], v. 121, n., 2023.

Braga, G. G.; Becker, V. Influence of water volume reduction on the phytoplankton dynamics in a semiarid man-made lake: A comparison of two morphofunctional approaches. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v. 92, n. 1, p. 1–17, 2020.

Brasil, J.; Attayde, J. L.; Vasconcelos, F. R.; Dantas, D. D. F.; Huszar, V. L. M. Drought-induced water-level reduction favors cyanobacteria blooms in tropical shallow lakes. **Hydrobiologia**, v. 770, p. 145–164, 2016.

Cardinale, B. J.; Duffy, J. E.; Gonzalez, A.; Hooper, D. U.; Perrings, C.; Venail, P.; Narwani, A.; Mace, G. M.; Tilman, D.; Wardle, D. A.; Kinzig, A. P.; Daily, G. C.; Loreau, M.; Grace, J. B.; Larigauderie, A.; Srivastava, D. S.; Naeem, S. Biodiversity loss and its impact on humanity. **Nature**, v. 486, n. 7401, p. 59–67, 2012.

Carmichael, W. W.; Azevedo, S. M. F. O.; An, J. S.; Molica, R. J. R.; Jochimsen, E. M.; Lau, S.; Rinehart, K. L.; Shaw, G. R.; Eaglesham, G. K. Human Fatalities from Cyanobacteria: Chemical and Biological Evidence for Cyanotoxins. **Environ Health Perspect.**, v. 109, n. 7, p. 663–668, 2001.

Cavalcante, H.; Araújo, F.; Becker, V.; De Lucena Barbosa, J. E. Internal phosphorus loading potential of a semiarid reservoir: An experimental study. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 33, p. 1–13, 2021a.

Cavalcante, H.; Araújo, F.; Becker, V.; Lucena-Barbosa, J. E. Control of internal phosphorus loading using coagulants and clays in water and the sediment of a semiarid reservoir susceptible to resuspension. **Hydrobiologia**, v. 849:4059–4071, 2022.

Cheng, X.; Huang, Y.; Li, R.; Pu, X.; Huang, W.; Yuan, X. Impacts of water temperature on phosphorus release of sediments under flowing overlying water. **Journal of Contaminant Hydrology**, v. 235, n. 24, p. 103717, 2020.

Coloma, S. E.; Dienstbier, A.; Bamford, D. H.; Sivonen, K.; Roine, E.; HILTUNEN, T. Newly isolated Nodularia phage influences cyanobacterial community dynamics. **Environmental Microbiology**, v. 19, n. 1, p. 273–286, 2017.

Copetti, D.; Finsterle, K.; Marziali, L.; Stefani, F.; Tartari, G.; Reitzel, K.; Spears, B. M.; Winfield, I. J.; Crosa, G. Ac Sc. **Water Research**, 2015.

Cortez, F.; Monicelli, F.; Cavalcante, H.; Becker, V. Effects of prolonged drought on water quality after drying of a semiarid tropical reservoir, Brazil. **Limnologica**, v. 93, n. January, p. 125959, 2022.

Costa, I. A. S. Da; Cunha, R. S. D. S.; Panosso, R.; Araújo, Magnólia, F.; Florêncio; Melo, J. L. De S.; Eskinazi-Santanna, E. M. Dinâmica de cianobactérias em reservatórios

eutróficos do semi-árido do Rio Grande Do Norte. **Oecologia Brasiliensis**, v. 13, n. 2, p. 382–401, 2009.

Costa, M. R. A. Da; Attayde, L.; Becker, V. Effects of water level reduction on the dynamics of phytoplankton functional groups in tropical semi-arid shallow lakes. **Hydrobiologia**, p. 75–89, 2016.

Cowell, B. C.; Dawes, C. J.; Gardiner, E. W.; Sceda, S. M. The influence of whole lake aeration on the limnology of a hypereutrophic lake in central Florida. **Hydrobiologia**, p. 3-24, 1987.

Dai, L.; Pan, G. The effects of red soil in removing phosphorus from water column and reducing phosphorus release from sediment in Lake Taihu. **Water Science and Technology**, v. 69, n. 5, p. 1052–1058, 2014.

Dantas-Silva, L. T.; Dantas, Ê. W. Zooplâncton (Rotifera, Cladocera e Copepoda) e a eutrofização em reservatórios do nordeste Brasileiro. **Oecologia Australis**, [s. l.], v. 17, n. 2, p. 53–58, 2013.

Dantas, D. D. F.; Rubim, P.L.; Oliveira F. A. de.; Costa, M. R. A. da.; Moura, C. G. B. de; Teixeira, L. H.; Attayde, J. L. Effects of benthivorous and planktivorous fish on phosphorus cycling, phytoplankton biomass and water transparency of a tropical shallow lake. **Hydrobiologia**, 2018.

De Magalhães, L.; Noyma, N. P.; Furtado, L. L.; Mucci, M.; Van Oosterhout, F.; Huszar, V. L. M.; Marinho, M. M.; Lürling, M. Efficacy of Coagulants and Ballast Compounds in Removal of Cyanobacteria (*Microcystis*) from Water of the Tropical Lagoon Jacarepaguá (Rio de Janeiro, Brazil). **Estuaries and Coasts**, v. 40, n. 1, p. 121–133, 2017.

Dithmer, L.; Nielsen, U. G.; Lundberg, D.; Reitzel, K. Influence of dissolved organic carbon on the efficiency of P sequestration by a lanthanum modified clay. **Water Research**, v. 97, p. 39–46, 2016.

Dodds, W. K.; Bouska, W. W.; Eitzmann, J. L.; Pilger, T. J.; Pitts, K. L.; Riley, A. J.; Schloesser, J. T.; Thornbrugh, D. J. Eutrophication of U. S. freshwaters: Analysis of potential economic damages. **Environmental Science and Technology**, v. 43, n. 1, p. 12–19, 2009.

Dong, L. M.; Yang, Z. F.; Liu, X. H. Factors affecting the internal loading of phosphorus from calcareous sediments of Baiyangdian Lake in North China. **Environmental Earth Sciences**, v. 64, n. 6, p. 1617–1624, 2011.

Douglas, G.B., 2002. **US Patent 6350383: Remediation Material and Remediation Process for Sediments.**

Douglas, G. B.; Hamilton, D. P.; Robb, M. S.; Pan, G.; Spears, B. M.; Lurling, M. Guiding principles for the development and application of solid-phase phosphorus adsorbents for freshwater ecosystems. **Aquatic Ecology**, v. 50, n. 3, p. 385–405, 2016.

Drábková, M.; Admiraal, W.; Maršálek, B. Combined exposure to hydrogen peroxide and light-selective effects on cyanobacteria, green algae, and diatoms. **Environmental Science And Technology**, v. 41, n. 1, p. 309–314, 2007.

Drummond, E.; Leite, V. B. G.; Noyma, N. P.; De Magalhães, L.; Graco-Roza, C.; Huszar, V. L.; Lüring, M.; Marinho, M. M. Temporal and spatial variation in the efficiency of a Floc & Sink technique for controlling cyanobacterial blooms in a tropical reservoir. **Harmful Algae**, v. 117, n. May, 2022.

Ekvall, M. K.; De La Calle Martin, J.; Faassen, E. J.; Gustafsson, S.; Lüring, M.; Hansson, L. A. Synergistic and species-specific effects of climate change and water colour on cyanobacterial toxicity and bloom formation. **Freshwater Biology**, v. 58, n. 11, p. 2414–2422, 2013.

Estrada, V.; Di Maggio, J.; Diaz, M. S. Water sustainability: A systems engineering approach to restoration of eutrophic Lakes. **Computers and Chemical Engineering**, v. 35, n. 8, p. 1598–1613, 2011.

Ger, K. A., Arneson, P., Goldman, C. R. and Teh, S. J. Species specific differences in the ingestion of *Microcystis* cells by the calanoid copepods *Eurytemora affinis* and *Pseudodiaptomus forbesi*. **Journal of Plankton Research**, 32, 1479–1484, 2010.

Ger, K. A., Panosso, R. and Lüring, M. Consequences of acclimation to *Microcystis* on the selective feeding behavior of the calanoid copepod *Eudiaptomus gracilis*. **Limnol. Oceanography**, 56, 2103–2114, 2011.

Ger, K. A.; Leitão, E.; Panosso, R. Potential mechanisms for the tropical copepod *Notodiaptomus* to tolerate *Microcystis* toxicity. **Journal of Plankton Research**, [s. l.], v. 38, n. 4, p. 843– 854, 2016.

González-Bergonzoni I., Meerhoff M., Davidson T.A., Teixeira-de Mello F., BaattrupPedersen A. & Jeppesen E. Meta-analysis Shows a Consistent and Strong Latitudinal Pattern in Fish Omnivory Across Ecosystems. **Ecosystems** 15, 492–503, 2012.

Gonzalez-Torres, A.; Pivokonsky, M.; Henderson, R. K. The impact of cell morphology and algal organic matter on algal flocculation properties. **Water Research**, v. 163, p. 114887, 2019.

Habtemariam, H.; Kifle, D.; Leta, S.; Mucci, M.; Lüring, M. Removal of cyanobacteria from a water supply reservoir by sedimentation using flocculants and suspended solids as

ballast: Case of Legedadi Reservoir (Ethiopia). **PLoS ONE**, v. 16, n. 4 April, p. 1–17, 2021.

Haghseresht, F.; Wang, S.; Do, D. D. A novel lanthanum-modified bentonite, Phoslock, for phosphate removal from wastewaters. **Applied Clay Science**, v. 46, n. 4, p. 369–375, 2009.

Han, M.; Wang, Y.; Zhan, Y.; Lin, J.; Bai, X.; Zhang, Z. Efficiency and mechanism for the control of phosphorus release from sediment by the combined use of hydrous ferric oxide, calcite and zeolite as a geo-engineering tool. **Chemical Engineering Journal**, v. 428, n. 999, p. 131360, 2022.

Hilt, S.; Gross, E. M.; Hupfer, M.; Morscheid, H.; Mählmann, J.; Melzer, A.; Poltz, J.; Sandrock, S.; Scharf, E. M.; Schneider, S.; Van De Weyer, K. Restoration of submerged vegetation in shallow eutrophic lakes - A guideline and state of the art in Germany. **Limnologia**, v. 36, n. 3, p. 155–171, 2006.

Holm, E. R.; Stamper, D. M.; Brizzolara, R. A.; Barnes, L.; Deamer, N.; Burkholder, J. A. M. Sonication of bacteria, phytoplankton and zooplankton: Application to treatment of ballast water. **Marine Pollution Bulletin**, v. 56, n. 6, p. 1201–1208, 2008.

Huszar, Vera L.M.; Reynolds, Colin S. Phytoplankton periodicity and sequences of dominance in an Amazonian lake (Brazil): responses to gradual flood-plain lake (Lago Batata), **environmental change**. [s. l.], p. 169–181, 1997.

Illés, E.; Tombácz, E. The effect of humic acid adsorption on pH-dependent surface charging and aggregation of magnetite nanoparticles. **Journal of Colloid and Interface Science**, v. 295, n. 1, p. 115–123, 2006.

Jančula, D.; Marsálek, B. Critical review of actually available chemical compounds for prevention and management of cyanobacterial blooms. **Chemosphere**, v. 85, n. 9, p. 1415–1422, 2011.

Jeppesen, E.; Søndergaard, M.; Lauridsen, T. L.; Davidson, T. A.; Liu, Z.; Mazzeo, N.; Trochine, C.; Özkan, K.; Jensen, H. S.; Trolle, D.; Starling, F.; Lazzaro, X.; Johansson, L. S.; Bjerring, R.; Liboriussen, L.; Larsen, S. E.; Landkildehus, F.; Egemose, S.; Meerhoff, M. Biomanipulation as a Restoration Tool to Combat Eutrophication. **Recent Advances and Future Challenges**. [s.l.: s.n.]v. 47411–488 p. 2012.

Jeppesen, E.; Brucet, S.; Naselli-Flores, L.; Papastergiadou, E.; Stefanidis, K.; Nöges, T.; Nöges, P.; Attayde, J. L.; Zohary, T.; Coppens, J.; Bucak, T.; Menezes, R. F.; Freitas, F. R. S.; Kernan, M.; Søndergaard, M.; Beklioğlu, M. Ecological impacts of global warming and water abstraction on lakes and reservoirs due to changes in water level and related changes in salinity. **Hydrobiologia**, v. 750, n. 1, p. 201–227, 2015.

Jeppesen, Erik et al. Zooplankton as indicators in lakes: a scientific-based plea for including zooplankton in the ecological quality assessment of lakes according to the European Water Framework Directive (WFD). **Hydrobiologia**, 676:279–297, 2011.

Jiang, X.; Jin, X.; Yao, Y.; Li, L.; Wu, F. Effects of biological activity, light, temperature and oxygen on phosphorus release processes at the sediment and water interface of Taihu Lake, China. **Water Research**, v. 42, n. 8–9, p. 2251–2259, 2008.

Jing, L.; Bai, S.; Li, Y.; Peng, Y.; Wu, C.; Liu, J.; Liu, G.; Xie, Z.; YU, G. Dredging project caused short-term positive effects on lake ecosystem health: A five-year follow-up study at the integrated lake ecosystem level. **Science of the Total Environment**, v. 686, p. 753–763, 2019.

Johnson, C. N.; Balmford, A.; Brook, B. W.; Buettel, J. C.; Galetti, M.; Guangchun, L.; Wilmschurst, J. M. Biodiversity losses and conservation responses in the Anthropocene. **Science**, v. 356, n. 6335, p. 270–275, 2017.

Jong Lee, T.; Nakano, K.; Matsumura, M. A new method for the rapid evaluation of gas vacuoles regeneration and viability of cyanobacteria by flow cytometry. **Biotechnology Letters**, v. 22, n. 23, p. 1833–1838, 2000.

Julio, M. De; Fioravante, D. A.; Filho, O. S.; Graham, N. J. D. Remoção de cianobactérias de água proveniente de manancial Brasileiro eutrofizado , utilizando os diagramas de coagulação para o sulfato de alumínio e PAC. **Engenharia civil**, p. 47–61, 2010.

Kruk, C.; Segura, A. M.; Costa, L. S.; Lacerot, G.; Kosten, S.; Peeters, E. T. H. M.; Huszar, V. L. M.; Mazzeo, N.; Scheffer, M. Functional redundancy increases towards the tropics in lake phytoplankton. **Journal of plankton research**, [s. l.], v. 00, p. 1–13, 2016.

Lake, B. A.; Coolidge, K. M.; Norton, S. A.; Amirbahman, A. Factors contributing to the internal loading of phosphorus from anoxic sediments in six Maine, USA, lakes. **Science of the Total Environment**, v. 373, n. 2–3, p. 534–541, 2007.

Lang, P.; Meis, S.; Procházková, L.; Carvalho, L.; Mackay, E. B.; Woods, H. J.; Pottier, J.; Milne, I.; Taylor, C.; Maberly, S. C.; Spears, B. M. Phytoplankton community responses in a shallow lake following lanthanum-bentonite application. **Water Research**, v. 97, p. 55–68, 2016.

Leoni, B.; Morabito, G.; Rogora, M.; Pollastro, D.; Mosello, R.; Arisci, S.; Forasacco, E.; Garibaldi, L. Response of planktonic communities to calcium hydroxide addition in a hardwater eutrophic lake: Results from a mesocosm experiment. **Limnology** 8:121–130. 2007.

Le Moal, M.; Gascuel-Oudou, C.; Ménesguen, A.; Souchon, Y.; Étrillard, C.; Levain, A.; Moatar, F.; Pannard, A.; Souchu, P.; Lefebvre, A.; Pinay, G. Eutrophication: A new wine in an old bottle? **Science of the Total Environment**, v. 651, p. 1–11, 2019.

Łopata, M.; Gawrońska, H.; Jaworska, B.; Wiśniewski, G. Restoration of two shallow, urban lakes using the phosphorus inactivation method - Preliminary results. **Water Science and Technology**, v. 68, n. 10, p. 2127–2135, 2013.

Lu, Y.; Lin, J.; Wu, X.; Zhan, Y. Control of phosphorus release from sediment by hydrous zirconium oxide combined with calcite, bentonite and zeolite. **Chemosphere**, v. 332, n. December 2022, p. 138892, 2023.

Lucena-Silva, D.; Molozzi, J.; Severiano, J. Dos S.; Becker, V.; Lucena Barbosa, J. E. de. Removal efficiency of phosphorus, cyanobacteria and cyanotoxins by the “flock & sink” mitigation technique in semi-arid eutrophic waters. **Water Research**, v. 159, p. 262–273, 2019.

Lucena-Silva, D.; Severiano, J. Dos S.; Dos Santos Silva, R. D.; Becker, V.; Barbosa, J. E. De L.; Molozzi, J. Impacts of the Floc and Sink technique on the phytoplankton community: A morpho-functional approach in eutrophic reservoir water. **Journal of Environmental Management**, v. 308, n. January, p. 114626, 2022.

Lürling, M.; Faassen, E. J. Controlling toxic cyanobacteria: Effects of dredging and phosphorus-binding clay on cyanobacteria and microcystins. **Water Research**, v. 46, n. 5, p. 1447–1459, 2012.

Lürling, M.; Kang, L.; Mucci, M.; Van Oosterhout, F.; Noyma, N. P.; Miranda, M.; Huszar, V. L. M.; Waajen, G.; Marinho, M. M. Coagulation and precipitation of cyanobacterial blooms. **Ecological Engineering**, v. 158, n. May, p. 106032, 2020.

Lürling, M.; Mackay, E.; Reitzel, K.; Spears, B. M. Editorial – A critical perspective on geo-engineering for eutrophication management in lakes. **Water Research**, v. 97, p. 1–10, 2016.

Lürling, M.; Mucci, M. Mitigating eutrophication nuisance: in-lake measures are becoming inevitable in eutrophic waters in the Netherlands. **Hydrobiologia**, v. 847, n. 21, p. 4447–4467, 2020.

Lürling, M.; Oosterhout, F. Van. Controlling eutrophication by combined bloom precipitation and sediment phosphorus inactivation. **Water Research**, v. 47, n. 17, p. 6527–6537, 2013.

Lürling, M.; Waajen, G.; De Senerpont Domis, L. N. Evaluation of several end-of-pipe measures proposed to control cyanobacteria. **Aquatic Ecology**, v. 50, n. 3, p. 499–519, 2016.

Lürling, M.; Waajen, G.; Engels, B.; Van Oosterhout, F. Effects of dredging and lanthanum-modified clay on water quality variables in an enclosure study in a hypertrophic pond. **Water** (Switzerland), v. 9, n. 6, 2017.

Lürling, M.; Waajen, G.; Van Oosterhout, F. Humic substances interfere with phosphate removal by lanthanum modified clay in controlling eutrophication. **Water Research**, v. 54, p. 78–88, 2014.

Marengo, J. A.; Jones, R.; Alves, L. M.; Valverde, M. C. Future change of temperature and precipitation extremes in South America as derived from the PRECIS regional climate modeling system. **International Journal of Climatology**, v. 2255, n. February, p. 2241–2255, 2009.

Meerhoff, M.; Audet, J.; Davidson, T. A.; De Meester, L.; Hilt, S.; Kosten, S.; Liu, Z.; Mazzeo, N.; Paerl, H.; Scheffer, M.; Jeppesen, E. Feedback between climate change and eutrophication: revisiting the allied attack concept and how to strike back. **Inland Waters**, [s. l.], v. 12, n. 2, p. 187–204, 2022.

Menezes, R. F.; Attayde, J. L.; Vasconcelos, F. R. Effects of omnivorous filterfeeding fish and nutrient enrichment on the plankton community and water transparency of a tropical reservoir. **Freshwater Biology**, v. 55, p. 767–779, 2010.

Merel, S.; Walker, D.; Chicana, R.; Snyder, S.; Baurès, E.; Thomas, O. State of knowledge and concerns on cyanobacterial blooms and cyanotoxins. **Environment International**, v. 59, p. 303–327, 2013.

Miranda, M.; Noyma, N.; Pacheco, F. S.; Magalhães, L. De; Pinto, E.; Santos, S.; Fernanda, M.; Soares, A.; Huszar, V. L.; Lürling, M.; Marinho, M. M. The efficiency of combined coagulant and ballast to remove harmful cyanobacterial blooms in a tropical shallow system. **Harmful Algae**, v. 65, p. 27–39, 2017.

Monicelli, F.; Cunha, K. P. V. Da; Araújo, F.; Becker, V. Phosphorus sorption potential of natural adsorbent materials from a Brazil semiarid region to control eutrophication. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 33, 2021.

Morgan, B.; Rate, A. W.; Burton, E. D. Water chemistry and nutrient release during the resuspension of FeS-rich sediments in a eutrophic estuarine system. **Science of the Total Environment**, v. 432, p. 47–56, 2012.

Mosley, L. M. Drought impacts on the water quality of freshwater systems; review and integration. **Earth-Science Reviews**, v. 140, p. 203–214, 2015.

Moura, A. D. N.; Aragão-Tavares, N. K. C.; Amorim, C. A. Cyanobacterial blooms in freshwater bodies from a semiarid region, northeast Brazil: A review. **Journal of Limnology**, v. 77, n. 2, p. 179–188, 2018.

Mucci, M.; Maliaka, V.; Pessoa, N.; Manzi, M.; Lürling, M. Science of the Total Environment Assessment of possible solid-phase phosphate sorbents to mitigate eutrophication: Influence of pH and anoxia. **Science of the Total Environment**, v. 619–620, p. 1431–1440, 2018.

Ni, J.; Yu, Y.; Feng, W.; Yan, Q.; Pan, G.; Yang, B.; Zhang, X.; Li, X. Impacts of algal blooms removal by chitosan-modified soils on zooplankton community in Taihu Lake, China. **J Environ Sci** 22:1500–1507, 2010.

Nobre, R. L. G.; Caliman, A.; Cabral, C. R.; Araújo, F. de C.; Guérin, J.; Dantas, F. da C. C.; Quesado, L. B.; Venticinque, E. M.; Guariento, R. D.; Amado, A. M.; Kelly, P.; Vanni, M. J.; Carneiro, L. S. Precipitation, landscape properties and land use interactively affect water quality of tropical freshwaters. **Science of the Total Environment**, 716 137044, 2020.

Noyma, N. P.; De Magalhães, L.; Furtado, L. L.; Mucci, M.; Van Oosterhout, F.; Huszar, V. L. M.; Marinho, M. M.; Lürling, M. Controlling cyanobacterial blooms through effective flocculation and sedimentation with combined use of flocculants and phosphorus adsorbing natural soil and modified clay. **Water Research**, v. 97, p. 26–38, 2016.

Noyma, N. P.; De Magalhães, L.; Miranda, M.; Mucci, M.; Van Oosterhout, F.; Huszar, V. L. M.; Marinho, M. M.; Lima, E. R. A.; Lurling, M. Coagulant plus ballast technique provides a rapid mitigation of cyanobacterial nuisance. **PLoS ONE**, v. 12, n. 6, p. 1–16, 2017.

Padisák, J.; Soróczki-Pintér, É.; Rezner, Z. Sinking properties of some phytoplankton shapes and the relation of form resistance to morphological diversity of plankton - An experimental study. **Hydrobiologia**, v. 500, p. 243–257, 2003.

Paerl, H. W. Assessing and managing nutrient-enhanced eutrophication in estuarine and coastal waters: Interactive effects of human and climatic perturbations. **Ecological Engineering**, v. 26, n. 1, p. 40–54, 2006.

Paerl, H. W.; Huisman, J. Climate change: A catalyst for global expansion of harmful cyanobacterial blooms. **Environmental Microbiology Reports**, v. 1, n. 1, p. 27–37, 2009.

Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas – IPCC. Sumário para formuladores de políticas: Aquecimento global de 1,5° C. **Genebra: WMO**, 2019.

Pan, G.; Chen, J.; Anderson, D. M. Modified local sands for the mitigation of harmful algal blooms. **Harmful Algae**, v. 10, n. 4, p. 381–387, 2011.

Panosso, R.; Costa, I. A. S.; Souza, N. R.; Attayde, J. L.; Cunha, S. R. De S.; Gomes, F. C. F. Cianobactérias e cianotoxinas em reservatórios do estado do Rio Grande Do Norte e o potencial controle das florações pela Tilápia do Nilo (*Oreochromis niloticus*). **Oecologia Brasiliensis**, v. 11, n. 03, p. 433–449, 2007.

Peng, L.; Lei, L.; Xiao, L.; Han, B. Cyanobacterial removal by a red soil-based flocculant and its effect on zooplankton: an experiment with deep enclosures in a tropical reservoir

in China. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 26, n. 30, p. 30663–30674, 2019.

Pereira, R. C.; Soares-Gomes, A. Biologia marinha. Rio de Janeiro: **Interciência**, 656 p. 2<sup>a</sup> ed, 2002.

Pieterse, A. J. H.; Cloot, A. Algal Cells and Coagulation, Flocculation and Sedimentation Processes. **Water Science and Technology**, v. 36, n. 4, p. 111–118, 1997.

Pinto, J. F; Antunes, S. C. Biomanipulação para o controlo da eutrofização. *Revista De Ciência Elementar*, 2020.

Rajasekhar, P.; Fan, L.; Nguyen, T.; Roddick, F. A. Impact of sonication at 20kHz on *Microcystis aeruginosa*, *Anabaena circinalis* and *Chlorella* sp. **Water Research**, v. 46, n. 5, p. 1473–1481, 2012.

Rangel, L. M.; Silva, L. H. S.; Faassen, E. J.; Lüring, M.; Ger, K. A. Copepod Prey Selection and Grazing Efficiency Mediated by Chemical and Morphological Defensive Traits of Cyanobacteria, **Toxins**, Jul; 12(7): 465.2020.

Reitzel, K.; Balslev, K. A.; Jensen, H. S. The influence of lake water alkalinity and humic substances on particle dispersion and lanthanum desorption from a lanthanum modified bentonite. **Water Research**, v. 125, p. 191–200, 2017.

Reynolds, C.S. The Ecology of Phytoplankton. **Cambridge University Press**, Cambridge, 2006.

Richardson, A.J. In hot water: zooplankton and climate change Anthony J. **ICES Journal of Marine Science**, V. 65, Issue 3, April 2008, 279–295, 2008.

Robinson, S. E.; Capper, N. A.; Klaine, S. T. The effects of continuous and pulsed exposures of suspended clay on the survival, growth, and reproduction of *Daphnia Magna*. **Environmental Toxicology and Chemistry**, Vol. 29, No. 1, pp. 168–175, 2010.

Rocha Junior, C. A. N.; Da Costa, M. R. A.; Menezes, R. F.; Attayde, J. L.; Becker, V. A redução do volume intensifica o risco a eutrofização em reservatórios do semiárido tropical. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 30, 2018.

Ross, G.; Haghseresht, F.; Cloete, T. E. The effect of pH and anoxia on the performance of Phoslock<sup>®</sup>, a phosphorus binding clay. **Harmful Algae**, v. 7, p. 545–550, 2008.

Santos, D. F. Dos; Silva, J. M. Da; Becker, V. Increasey eutrophication symptoms during a prolonged drought event in tropical semi-arid reservoirs. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 26, e39 Brazil. 2021.

Schlesinger, W.H., Bernhardt, E.S. Biogeochemistry, an Analysis of Global Change, third ed. **Academic Press**, Elsevier, 2013.

Schindler, D. W.; Hecky, R. E.; Findlay, D. L.; Stainton, M. P.; Parker, B. R.; Paterson, M. J.; Beaty, K. G.; Lyng, M.; Kasian, S. E. M. Eutrophication of lakes cannot be controlled by reducing nitrogen input: Results of a 37-year whole-ecosystem experiment. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 105, n. 32, p. 11254–11258, 2008.

Schumaker, R.J., Funk, W.H., Moore, B.C. Zooplankton Responses to Aluminum Sulfate Treatment of Newman Lake, Washington. **J Freshw Ecol** 8:375–387, 1993.

Smith, V. H.; Schindler, D. W. Eutrophication science: where do we go from here? **Trends in Ecology and Evolution**, v. 24, n. 4, p. 201–207, 2009.

Soares, M. C. S.; Huszar, V. L. M.; Miranda, M. N.; Mello, M. M.; Roland, F.; Lurling, M. Cyanobacterial dominance in Brazil: distribution and environmental preferences. **Hydrobiologia**, p. 1–12, 2013.

Søndergaard, M.; Jensen, J. P.; Jeppesen, E. Role of sediment and internal loading of phosphorus in shallow lakes. **Hydrobiologia**, v. 506–509, p. 135–145, 2003.

Søndergaard, M.; Jensen, P. J.; Jeppesen, E. Retention and internal loading of phosphorus in shallow, eutrophic lakes. **The Scientific World Journal**, v. 1, p. 427–442, 2001.

Søndergaard, M.; Jeppesen, E.; Lauridsen, T. L.; Skov, C.; Van Nes, E. H.; Roijackers, R.; Lammens, E.; Portielje, R. Lake restoration: Successes, failures and long-term effects. **Journal of Applied Ecology**, v. 44, n. 6, p. 1095–1105, 2007.

Song, W.; Zeng, J.; Li, X.; Xie, Y.; WU, X. Cyanobacterial biomass: a striking factor to decrease polyaluminium chloride (PAC) coagulation efficiency during a successive bloom. **Water Supply**, v. 21, n. 8, p. 4195–4204, 2021.

Spears, B. M.; Meis, S.; Anderson, A.; Kellou, M. Comparison of phosphorus (P) removal properties of materials proposed for the control of sediment p release in UK lakes. **Science of the Total Environment**, v. 442, p. 103–110, 2013.

Suthers, I.M.; Rissik, D. Plankton: a guide to their ecology and monitoring for water quality. Collingwood: **CSIRO Publishing**. 273 p., 2009.

Steinberg, C. E. W. Aerobic phosphorus release from shallow lake sediments. **Science of the Total Environment**, v. 409, n. 21, p. 4640–4641, 2011.

Sterner, R.W.; Elser, J.J. Ecological Stoichiometry: The Biology of Elements from Molecules to the Biosphere, **Princeton University Press**, Princeton, NJ, 2002.

Tang, X.; Zhang, X.; Cao, T.; Ni, L.; Xie, P. Reconstructing clear water state and submersed vegetation on behalf of repeated flocculation with modified soil in an in situ

mesocosm experiment in Lake Taihu. **Science of the Total Environment**, v. 625, p. 1433–1445, 2018.

Vadeboncoeur, Y.; MCCANN, K. S.; VANDER ZANDEN, M. J.; RASMUSSEN, J. B. Effects of Multi-chain Omnivory on the Strength of Trophic Control in Lakes. **Ecosystems**, v. 8, p. 682-693, 2005.

Van de Bund, W.J.; Van Donk, E. Short-term and long-term effects of zooplanktivorous fish removal in a shallow lake: a synthesis of 15 years of data from Lake Zwemlust. **Freshwater Biology**, v. 47, p. 2380–2387, 2002.

Visser, P. M.; Ibelings, B. W.; Bormans, M.; Huisman, J. Artificial mixing to control cyanobacterial blooms: a review. **Aquatic Ecology**, v. 50, n. 3, p. 423–441, 2016.

Waajen, G.; Van Oosterhout, F.; Douglas, G.; Lürling, M. Management of eutrophication in Lake De Kuil (The Netherlands) using combined flocculant – Lanthanum modified bentonite treatment. **Water Research**, v. 97, p. 83–95, 2016.

Wang, J.; Chen, J.; Ding, S.; Luo, J.; Xu, Y. Effects of temperature on phosphorus release in sediments of Hongfeng Lake, southwest China: an experimental study using diffusive gradients in thin-films (DGT) technique. **Environmental Earth Sciences**, v. 74, n. 7, p. 5885–5894, 2015.

Wang, L.; Pan, G.; Shi, W.; Wang, Z.; Zhang, H. Manipulating nutrient limitation using modified local soils: A case study at Lake Taihu (China). **Water Research**, v. 101, p. 25–35, 2016.

Wiegand, M. C.; Do Nascimento, A.; Pinheiro, T.; Costa, A. C.; Lima Neto, I. E. Trophic state changes of semi-arid reservoirs as a function of the hydro-climatic variability. **Journal of Arid Environments**, v. 184, 2021.

Wu, D.; Zhan, Y.; Lin, J.; Zhang, Z.; Xie, B. Contrasting effect of lanthanum hydroxide and lanthanum carbonate treatments on phosphorus mobilization in sediment. **Chemical Engineering Journal**, v. 427, n. June 2021, p. 132021, 2022.

Wu, Y.; Wen, Y.; Zhou, J.; Wu, Y. Phosphorus release from lake sediments: Effects of pH, temperature and dissolved oxygen. **KSCE Journal of Civil Engineering**, v. 18, n. 1, p. 323–329, 2014.

Xu, C.; Yue, W.; Sun, P.; Chen, S.; Wu, Z.; Xu, N.; Tang, L.; Sheng, G.; Li, D. Positive remediation on sedimentary P by combination of capping with calcium hydroxide and oxidation with perhydrol. **Journal of Environmental Sciences (China)**, v. 112, p. 170–179, 2022.

## MATERIAL SUPLEMENTAR

### CAPÍTULO 1

**Table 1** Top ten journals that published the most on the subject

<b>Journal</b>	<b>Publications</b>
Water Research	14
Environmental pollution	7
Hydrobiologia	7
Chemosphere	6
Environmental Science and Pollution Research	6
Science of the Total Environment	6
Water	6
Ecological Engineering	4
Environmental Science and Technology	4
Journal of Environmental Sciences	4
Lake and reservoir management	3
Water Science and Technology	3
Others	72

**Table 2** - Top ten of the most studied countries

Country	Number of studies
China	25
USA	17
Netherlands	11
Brazil	9
France	4
Poland	4
Canada	3
Japan	3
United Kingdom	3
Uruguai	2
Others	55

\*USA = United States of America

**Table 3** The 10 most studied phytoplankton genera in articles on physical and chemical techniques to control eutrophication.

Species	Number of results
<i>Microcystis</i> spp.	59
<i>Planktothrix</i> spp.	9
<i>Aphanizomenon</i> spp.	8
<i>Dolichospermum</i> spp.	5
<i>Scenedesmus</i> spp.	5
<i>Raphidiopsis</i> spp.	5
<i>Fragilaria</i> spp.	5
<i>Limnothrix</i> spp.	4
<i>Aulacoseira</i> spp.	4
<i>Asterionella</i> spp.	4
Others	90

**Table 4** – The 6 most studied zooplankton genera in articles on physical and chemical techniques to control eutrophication.

<b>Species</b>	<b>Number of results</b>
<i>Daphnia</i> spp.	16
<i>Brachionus</i> spp.	5
<i>Bosmina</i> spp.	4
<i>Ceriodaphnia</i> spp.	3
<i>Keratella</i> spp.	2
<i>Diaphanosoma</i> spp.	2
Others	4

## CAPÍTULO 2

**Table 1-** *p* values for Tukey test table ( $p < 0.05$ ) for functional groups in Boqueirão reservoir

<b>Comparision</b>	<b>IV</b>	<b>VIII</b>
Control vs. PAC	0.012*	0.81
Control vs. PAC + PLA	0.0016*	0.014*
Control vs. PAC + CBB	0.0005*	0.008*
Control vs. PAC + CBR	0.014*	0.014
PAC vs. PAC + PLA	0.63	0.002
PAC vs. PAC + CBB	0.23	0.0018*
PAC vs. PAC + CBR	0.99	0.003*
PAC + PLA vs. PAC + CBB	0.90	0.99
PAC + PLA vs. PAC + CBR	0.58	0.99
PAC + CBB vs. PAC + CBR	0.20	0.99

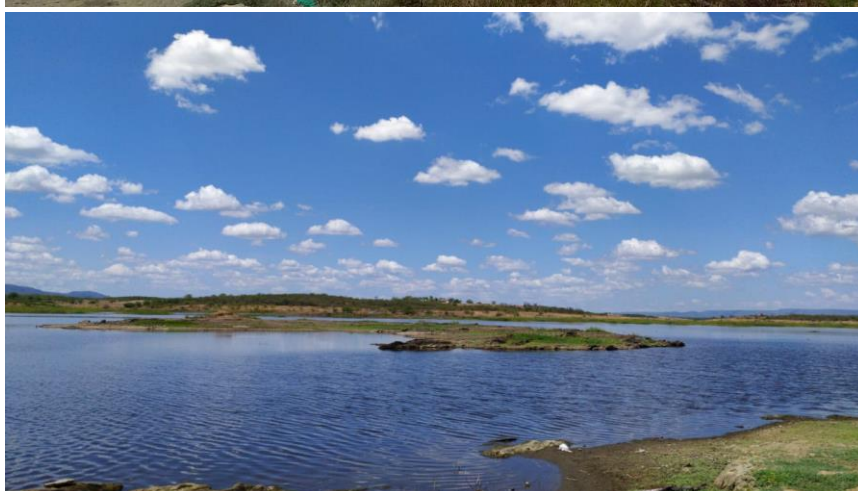
The asterisk (\*) symbolizes that there was a statistical difference

**Table 2-** *p* values for Tukey test table ( $p < 0.05$ ) for functional groups in Dourado reservoir

<b>Comparision</b>	<b>IV</b>	<b>VII</b>	<b>VIII</b>
Control vs. PAC	0.000004	0.002*	0.99
Control vs. PAC + PLA	0.000004*	0.00012*	0.048*
Control vs. PAC + CBB	0.000008*	0.0013*	0.04*
Control vs. PAC + CBR	0.000005*	0.0015*	0.02*
PAC vs. PAC + PLA	0.99	0.21	0.02*
PAC vs. PAC + CBB	0.96	0.99	0.022*
PAC vs. PAC + CBR	0.99	0.98	0.009*
PAC + PLA vs. PAC + CBB	0.97	0.39	0.99
PAC + PLA vs. PAC + CBR	0.99	0.41	0.95
PAC + CBB vs. PAC + CBR	0.98	0.99	0.97

The asterisk (\*) symbolizes that there was a statistical difference

## FOTOS DOS AMBIENTES



Reservatório Dourado – utilizado no experimento do capítulo 2



Reservatório Boqueirão de Parelhas – utilizado no experimento do capítulo 2 e 3

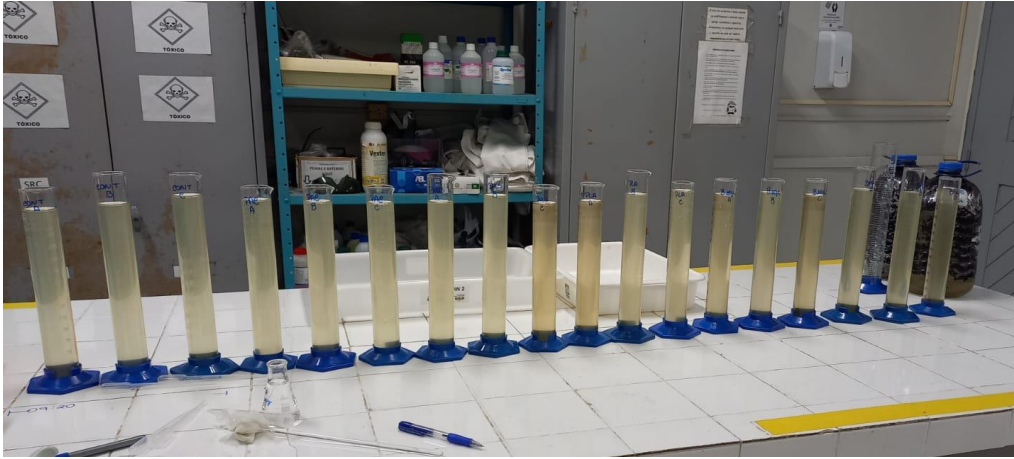
## FOTOS DE CAMPO E LABORATÓRIO



Coleta de água



Coleta de sedimento e o coletor (Kajac)



Experimento do capítulo 2



Experimento do capítulo 3